



**INTERACCIONES ENTRE DELFINES MULARES
(*TURSIOPS TRUNCATUS*), ORCAS (*ORCINUS ORCA*), Y
PESQUERÍAS EN EL MAR DE ALBORÁN Y
ESTRECHO DE GIBRALTAR**

**Memoria presentada por Susana García Tiscar, para optar al grado de
Doctora en Ecología y Medio Ambiente.**

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE MADRID
FACULTAD DE CIENCIAS
Departamento de Ecología



**Interacciones entre delfines mulares (*Tursiops truncatus*) orcas
(*Orcinus orca*) y pesquerías en el mar de Alborán y estrecho de
Gibraltar.**

*Memoria presentada por **Susana García Tiscar**
para optar al Grado de Doctora en Ecología y Medio Ambiente*

Directores: Angel Baltanás Gentil
Departamento de Ecología
Universidad Autónoma de Madrid

Graham Pierce
Ocean Lab
University of Aberdeen, Scotland

Maria Begoña Santos Vázquez
Centro Oceanográfico de Vigo
Instituto Oceanográfico Español.

Madrid, 2009

**Dedicada a la memoria de mi padre,
que me llevaba de niña a la orilla del mar a contar olas,
de ahí a contar delfines no hay más que un paso.**

AGRADECIMIENTOS.

En un camino tan largo y accidentado como el recorrido en la elaboración de esta tesis hay mucha gente a la que agradecer la ayuda prestada, espero no olvidarme de nadie.

Empezare por los agradecimientos institucionales. La imagen de portada corresponde al cuadro *Ayamonte* de Joaquin Sorolla y Bastida, que se reproduce aquí con permiso de la Hispanic Society de Nueva York. Este trabajo ha sido posible gracias a la financiación de la Dirección General de Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente, medio Rural y Marino, y de la Fundación Loro Parque, mediante dos proyectos, el LIFE “*Conservación de cetáceos y tortugas en Murcia y Andalucía*” LIFE02NAT/E/8610 de la Sociedad Española de Cetáceos, y al proyecto “*Patrones de alimentación de orcas (Orcinus orca) en el Estrecho de Gibraltar a partir de perfiles de isótopos estables (^{13}C y ^{15}N) medidos en ejemplares en libertad y en ejemplares en cautividad en el LORO PARQUE con dieta experimental conocida*”.

También tengo que agradecer al Departamento de Ecología de la UAM por haberse convertido en lugar apacible y acogedor en el que realizar el trabajo. Y al equipo de dirección del LIFE y de CIRCE por acompañarme en el camino.

Hay tres personas a quienes debo gratitud eterna, Angel Baltanás, Graham Pierce y Begoña Santos. A Ángel por las entradas para ir a ver al *Boss*, por aguantarme casi sin rechistar, por ser capaz de motivarme sin presionar ni estresarme, y por respetar mi lento ritmo de escritura y mi alta frecuencia de preguntas que requerían de respuesta inmediata. Cuanta paciencia!!!!. A Begoña y a Graham por “sacarme del arroyo”. Cuando decidí rendirme y dedicarme a otra cosa en el año 2006, Begoña y Graham aparecieron ante mi con los brazos abiertos, dispuestos a ayudar, y a guiar mis pasos, haciendo suyo un proyecto medio roto que han sabido reconstruir y convertir en este trabajo que estáis leyendo. Gracias.

Hay alguien más que sin ser director ni tutor del trabajo ha sido de gran ayuda, mi torpeza con R, con los GAM, con ArcMap, y con otras muchas cosas se nota menos gracias que Javi está en el despacho de enfrente... Muchas gracias a ti también.

Quiero agradecer aquí a todas esas personas con quienes compartí embarque en un momento u otro desde que empecé a buscar delfines en la mar, Ana, Ricardo, Erika, Beatriz, María, Nano, Jeppe, Pedro, Toño, Arturo, Elena, Lydia, Vicky, Karen, Spencer, Carlos Bausá, Jose Juan, Leyre, Alicia y buen montón de voluntarios de aquí y de allí que hicieron los días pasado en la mar más divertidos y productivos.

En “*El corazón de las tinieblas*” Joseph Conrad dice “*Entre nosotros existía, como ya he dicho en algún lugar, el vínculo de la mar, que, además de mantener unidos nuestros corazones*

durante largos periodos de separación, tenía la virtud de hacernos tolerantes para con las historias, e incluso las convicciones, de cada cual” Ese vínculo de la mar es el que yo tengo con Mar, Noelia, Antonio, Lucía, Pili, James, Mar Bouza, Carlos *el gallego*, Neus, Beita, Renaud, Phillippe, Sergi, David, Noelia, Ruth, Pauline, Enara, Úrsula, Raúl, Rebeca, Ruth, Alfredo. A todos gracias otra vez.

Pero en este trabajo no sólo está la huella de los que me acompañaron en el mar, también se deja notar la presencia de los que me han acompañado en tierra firme en el departamento de ecología de la UAM; Paloma, María, Irene, Carmen, Irene D, Jose, Ester, Iker, Erik, Pedro L, Berta, Sandra, Pablo A, Pablo M, Irene G, Paula, Sergio, Xurde, Cristina, Adel, Paco, Juan. Prometo ir a comer con vosotros de cuando en cuando...

Cuando empecé a estudiar biología, me encontré con un grupo de gente que se ha ido ampliando con el paso de los años y que son responsables de que haya sido capaz de terminar esto sin perder completamente la razón, Susana, Alberto, Ana, Sergio, Enma, Marta, Juanma, Edu, Hector, Ane, Alfonso, Celia, y las nuevas incorporaciones, Luis, Pablito, Esteban, Nicolás, Alfonso, Samuel, y los que vienen de camino!!!!!!

Hay otro grupo de personas que me acompañan desde hace muuuuuuchos años y espero que estén ahí por muuuuuuchos años más, gracias a Angélica, Julio, Sisis, Jean Paul, Fiona, Ian, Enya, Eva, Juanra, Claudia, Esther, Ivan, y Alba.

Me queda por nombrar mi familia, que no se reduce simplemente a padres y hermano, sino que está compuesta por un montón de primos y tíos formando un clan diverso y divertido. A Juan, Pepa, Isidro, Esperanza, Jorge, Javi, Patricia, Quique, Maribel, Kike, Bea, Gabriel, Carlos, Rosi, Manuel, Sergio, Adrián, Pilar, Merce, Daniel, Mari, Dani, Edu, Kristyna, Nuria, Benji, Chari, Rogelio, Eli, Roge, Diego, Sheila, y especialmente a mi hermano Oscar, a Bea, a mi madre Pepi, y a mi padre Jesus... a todos ellos gracias por los momentos vividos y los que nos quedan.

And last but not least (cómo diría uno que yo conozco) quiero agradecer a Fran, por su apoyo incondicional, por ser un faro y ayudarme a pensar claro en los momentos de confusión, por creer y confiar en mí más que yo misma, por ser una bahía de aguas calmas tras un mal día en el laboratorio o frente al ordenador. Y al que viene de camino... Gracias!!!!!!.

TABLA DE CONTENIDO

1.-INTRODUCCION	10
1.1.- ÁREA DE ESTUDIO.....	14
1.2.- ESPECIES OBJETO DE ESTE ESTUDIO.....	20
2.- OBJETIVOS Y ESTRUCTURA DE LA MEMORIA DE TESIS.....	25
3.- DISTRIBUCIÓN DE LA POBLACIÓN DE DELFINES MULARES	29
3.1.- INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	29
3.2.- MATERIAL Y MÉTODOS	32
3.2.1.- Datos de campo relativos a delfines mulares.....	33
3.2.2.- Datos ambientales de la zona de estudio	35
3.2.3.- Modelización	37
3.2.3.1. Modelos de ocurrencia.....	38
3.2.3.2. Modelos de abundancia relativa.....	39
3.2.3.3. Modelos según variables intrínsecas.....	40
3.3.- RESULTADOS	41
3.3.1.- Resultados del modelo de ocurrencia.....	41
3.3.2.- Resultados del modelo de abundancia relativa	47
3.3.3.- Resultados de los modelos según variables intrínsecas.....	49
3.3.3.1.- Presencia de crías y/ o juveniles.....	49
3.3.3.2.- Categorías de comportamiento	51
3.4.- DISCUSIÓN.....	55
3.4.1.- Modelo de ocurrencia.....	55
3.4.2.- Modelo de abundancia relativa.....	57
3.4.3.- Modelos según variables intrínsecas.....	58
3.4.3.1.- Presencia de crías y/o juveniles.....	58
3.4.3.2.- Categorías de comportamiento	59
4.- ESTUDIO DE LA POBLACION DE DELFINES MULARES DEL MAR DE ALBORAN MEDIANTE EL ANÁLISIS DE ISÓTOPOS ESTABLES Y COMPARACIÓN CON OTRAS ÁREAS (Baleares, Golfo de Cádiz, Galicia, P.V.)	63
4.1. – INTRODUCCIÓN	63
4.1.1.- Isótopos estables	65
4.2.- MATERIAL Y MÉTODOS	67
4.2.1.- Métodos de campo.....	68
4.2.2.- Métodos de laboratorio.....	69
4.2.3.- Métodos de análisis estadístico	71
4.3 RESULTADOS	71
4.3.1.- Resultados de las muestras de piel	71
4.3.1.1.- Resultados de los isótopos de nitrógeno en piel.....	74
4.3.1.2.- Resultados de los isótopos de carbono en piel.....	77
4.3.2.- Resultados de las muestras de músculo.....	79
4.3.2.1.- Resultados de los isótopos de nitrógeno en músculo.....	81
4.3.1.2.- Resultados de los isótopos de carbono en músculo.....	84
4.3.3.- Resultados de las muestras de peces e invertebrados.....	87
4.4.- DISCUSIÓN DE RESULTADOS	89
4.4.1.- En el área de estudio (mar de Alborán y Estrecho de Gibraltar).....	90
4.4.2.- Alrededor de la Península Ibérica	91
5.-CALCULO DE NUEVOS FACTORES DE FRACCIONAMIENTO ISOTÓPICO Y TASAS DE REEMPLAZAMIENTO TISULAR EN ORCAS (Orcinus orca) EN EJEMPLARES EN CAUTIVIDAD.....	97
5.1.- INTRODUCCIÓN.....	97
5.2.- MÉTODOS Y DATOS DISPONIBLES.....	99
5.3.- RESULTADOS	103
5.2.1.- Resultados para los isótopos de carbono	112
5.2.2.- Resultados para los isótopos de nitrógeno	113

5.3.- DISCUSIÓN.....	114
5.3.1.- <i>Discusión de resultados para los isótopos de carbono</i>	116
5.3.2.- <i>Discusión de resultados para los isótopos de nitrógeno</i>	118
6.- HÁBITOS TRÓFICOS DE ORCAS EN EL ESTRECHO DE GIBRALTAR	121
6.1.- INTRODUCCIÓN.....	121
6.2.- MÉTODOS	125
6.2.1.- <i>Métodos de campo</i>	125
6.2.2.- <i>Métodos de laboratorio</i>	126
6.2.3.- <i>Métodos estadísticos</i>	126
6.3.- RESULTADOS	128
6.3.1.- <i>Diferencias entre áreas y grupos sociales</i>	128
6.3.2.- <i>Modelización de la dieta</i>	129
6.4.- DISCUSIÓN DE RESULTADOS	130
7.- HABITOS TRÓFICOS DEL DELFÍN MULAR (<i>Tursiops truncatus</i>) EN EL MAR DE ALBORÁN, ESTRECHO DE GIBRALTAR Y GOLFO DE CÁDIZ.....	134
7.1.- INTRODUCCIÓN.....	134
7.2.- MATERIAL Y MÉTODOS	136
7.2.1.- Obtención de las muestras.....	137
7.2.2.- Isótopos estables	139
7.2.2.1.- <i>Métodos de laboratorio</i>	139
7.2.2.2.- <i>Análisis de resultados</i>	140
7.2.2.3.- <i>Modelo de mezcla isotópico</i>	141
7.2.3.- Comparación con otras especies de cetáceos del área de estudio	143
7.2.4.- Análisis genético de microsatélites	144
7.2.4.- Contenidos estomacales	145
7.3.- RESULTADOS	145
7.3.1.- Resultados de los análisis de isótopos en peces e invertebrados, y delfines.....	146
7.3.2.- Resultados según área	149
7.3.2.1.- <i>Entre diferentes áreas</i>	149
7.3.2.2.- <i>Dentro de cada área</i>	150
7.3.3.- Resultados según estación / año	153
7.3.4.- Resultados según sexo	153
7.3.5.- Resultado del modelo de mezcla isotópico	154
7.3.5.1.- <i>Mar de Alborán</i>	154
7.3.5.2.- <i>Estrecho de Gibraltar</i>	155
7.3.5.3.- <i>Golfo de Cádiz</i>	156
7.3.6.- Comparación con otros cetáceos del área de estudio.	157
7.3.7.- Resultados de los análisis de microsatélites y relación con isótopos estables.....	158
7.3.8.- Resultados de los análisis de contenido estomacal y comparación con isótopos estables.	160
7.4.- DISCUSIÓN.....	162
7.4.1.- Análisis de isótopos en presas y delfines mulares en el área de estudio.	162
7.4.2.- Diferencias entre áreas	164
7.4.2.1.- <i>Entre diferentes áreas</i>	164
7.4.2.2.- <i>Dentro de cada área</i>	165
7.4.3.- Variación temporal	166
7.4.4.- Variación según sexo	167
7.4.5.- Modelo de mezcla isotópico	168
7.4.5.1.- <i>Mar de Alborán</i>	168
7.4.5.2.- <i>Estrecho de Gibraltar</i>	168
7.4.5.3.- <i>Golfo de Cádiz</i>	169
7.4.6.- Comparación con otros cetáceos del área de estudio.	170
7.4.7.- Análisis de microsatélites y relación con isótopos estables	173
8.- PESQUERÍAS EN EL ÁREA DE ESTUDIO.....	176
8.1.- INTRODUCCIÓN. JUSTIFICACIÓN Y ANTECEDENTES. OBJETIVOS.....	176
8.1.1.- Introducción a las pesquerías en Andalucía	177
8.1.2.- Artes de pesca más importantes.....	179
8.2.- ANÁLISIS DE DATOS DE CAPTURAS. EVOLUCIÓN DE DESEMBARCOS Y COMPOSICIÓN DE ESPECIES	180

8.2.1.- Procedencia de los datos.....	181
8.2.2.- Métodos de análisis.....	181
8.2.3.- Resultados	183
8.2.4.- Discusión de resultados	190
9. ANÁLISIS Y MODELIZACIÓN DEL ESFUERZO PESQUERO.....	195
9.1.- INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	195
9.2.1.- Datos de campo relativos a barcos pesqueros	196
9.2.2.- Datos ambientales de la zona de estudio	197
9.2.3.- Modelización	199
9.3.- RESULTADOS	201
9.4.- DISCUSIÓN.....	206
10.- INTERACCIONES ENTRE CETÁCEOS Y PESQUERÍAS	210
10.1.- INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	210
10.2.- MÉTODOS	213
10.2.1.-Solapamiento espacial	213
10.2.2.-Solapamiento trófico.....	213
10.2.3.1.- Delfines mulares	215
10.2.3.2.- Orcas	215
10.3.- RESULTADOS	216
10.3.2.-Solapamiento trófica.....	218
10.3.2.1.- Delfines mulares	218
10.3.2.2.- Orcas	222
10.4.- DISCUSIÓN.....	225
10.4.1.-Interacción espacial.....	225
10.4.2.-Solapamiento trófico.....	226
10.3.2.1.- Delfines mulares	227
10.3.2.2.- Orcas	229
10.- DISCUSIÓN GENERAL	233
12.-CONCLUSIONES	246
13.- BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA.....	249
ANEXOS	263

“Pero he nadado en bibliotecas y navegado a través de los océanos; he tenido que ver con ballenas con estas manos visibles; estoy convencido; y voy a intentarlo.”

Moby Dick, Herman Melville.

SECCIÓN I.- INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

1.- INTRODUCCIÓN

2.- OBJETIVOS Y ESTRUCTURA DE LA MEMORIA DE TESIS

1.-INTRODUCCION

Las interacciones entre mamíferos marinos/tortugas y pesquerías se producen en todos los océanos y mares, y son frecuentes y diversas (Fertl, y Leatherwood, 1997). Suelen dividirse en interacciones operacionales (daños causados por los mamíferos marinos a las artes de pesca; daños a las capturas; y/o daños (o muerte) sufridos por los mamíferos marinos a causa de las operaciones pesqueras) e interacciones biológicas o indirectas (transmisión de parásitos de los mamíferos marinos, como huéspedes intermedios, a especies ícticas de importancia comercial, e interacciones de depredación). Estas situaciones son potencialmente perjudiciales tanto para los animales como para los humanos.

Cómo ejemplo del daño causado por los mamíferos marinos a las artes de pesca pueden citarse los casos de las focas comunes en Irlanda que depredan sobre los salmones enmallados estropeando las redes (McCarthy, 1985), o los daños causados por los enmalles de yubartas en artes de pesca en Terranova con un grave perjuicio económico para los pescadores (Northridge, 1992). En el Mediterráneo, más concretamente en Baleares, los delfines mulares depredan sobre peces atrapados en redes de trasmallo causando daños en las redes y pérdidas en las capturas que suponen aproximadamente el 6,5% del total de los ingresos de los pescadores (Brotons *et al.*, 2008).

También hay ejemplos de daños causados por los mamíferos marinos a las capturas, cómo las orcas del mar de Bering y Prince William Sound que depredan sobre las capturas de bacalao negro con palangre, y donde los daños se estiman en miles de dólares por lance y afectan la 20% de los palangres (Dalheim, 1988), y las falsas orcas, que también depredan sobre las capturas de palangre sobre todo en el océano pacífico y en la porción más occidental del océano Índico (Northridge, 1985).

Los casos de captura accidental son los más estudiados y conocidos y suponen un problema grave para varias especies cómo la marsopa de Dall (Northridge, 1992), el delfín del Irrawady (Lal Mohan, 1990), el delfín del Ganges (Northridge, 1992) y el tucuxi (Leatherwood y Reeves, 1983). Las marsopas comunes son también objeto de captura accidental en redes de enmalle en casi todo el Atlántico Norte, en algunos casos amenazando seriamente la viabilidad de la población de cetáceos (Northridge, 1992), y los delfines mulares de hábitos costeros son igualmente propensos a la captura accidental y los enmalles son frecuentes en la costa este norteamericana y en el Golfo de México donde los pescadores disparaban con armas de fuego a los delfines para evitar daños en sus redes (Northridge 1994). Otros delfines costeros cómo los delfines comunes también son capturados en redes de pesca destinadas a otras especies (Hamer *et al.*, 2008) En el Mediterráneo, se conocen las interacciones entre cachalotes y pesquerías de enmalle (Notarbartolo di Sciara, 1990) que parecen el factor más importante en la mortalidad de la especie en el Mediterráneo Central (Di Natale, 1989); y entre pescadores y

focas monje, que amenazan seriamente la supervivencia de la especie (UNEP 1990). Más dramáticos son los casos de la vaquita (Northridge, 1992; Vidal, 1990; Rojas-Bracho *et al.*, 2006) y sobre todo, del baiji, que se ha declarado extinguido en el año 2006 entre otras causas por las capturas en artes de pesca (Turvey *et al.*, 2007).

El ejemplo más relevante en la transmisión de parásitos es la del parásito nemátodo *Porrocaecum decipiens*, que pasa de la foca gris al bacalao, de modo que disminuye el valor del pescado (Northridge, 1985; Gulland, 1986). Aunque otras especies de nemátodos anisákidos también han causado daños en pesquerías comerciales tras saltar de mamíferos marinos a los peces (Stobo *et al.*, 2002).

Hay menos casos documentados y publicados sobre competencia por recursos, la mayor parte de los trabajos se limitan a evaluar el solapamiento trófico entre pesquerías y mamíferos marinos debido a la dificultad de conseguir todos los datos necesarios para abordar la competencia por recursos en profundidad. Como ejemplo de interacciones de depredación puede citarse el caso de la foca gris en Nueva Inglaterra (Canadá) cuya dieta está formada hasta en un 63% por especies demersales de interés comercial (Northridge 1992), otro caso conocido es el de los elefantes marinos del sur y los lobos marinos antárticos que compiten con las pesquerías que faenan en aguas de las Islas Kerguelen (Green *et al.*, 1998), o el del delfín oscuro que interacciona con instalaciones de acuicultura en Nueva Zelanda (Markowitz *et al.*, 2004). En el mediterráneo se puede citar el estudio de Rocklin y colaboradores (2009), que investigan la interacción entre delfines mulares con trasmallos y los cambios específicos en las capturas pesqueras a causa de los delfines.

La pesca es la principal causa de la pérdida de estructura y funcionalidad de los ecosistemas marinos (Jackson, *et al.*, 2001). En las últimas décadas, la tecnificación de los sistemas de capturas ha permitido la explotación de especies y caladeros hasta entonces inaccesibles, y la sobreexplotación de caladeros ya conocidos. Esta sobreexplotación es origen de problemas ecológicos y de conflictos sociales en un sector pesquero que cada vez tiene más dificultades y percibe a los mamíferos marinos como competidores a los que hay que eliminar o controlar estrictamente (Reeves *et al.*, 2001).

En el mar Mediterráneo, la pesca es una actividad tradicional con miles de años de historia y está íntimamente ligada a la evolución social y económica de los habitantes de sus costas, sobre todo a escala local. Existe evidencia de que los efectos de la pesca en el área van más allá de los impactos en unas pocas especies sobreexplotadas, especies capturadas de forma accidental, o en hábitats sensibles, y se sabe que la estructura de la red trófica ha sido modificada de forma importante por la actividad extractiva (FAO, 2004). En el Mediterráneo las especies de mamíferos marinos más amenazadas por causa de su interacción con pesquería son probablemente la foca monje (*Monachus monachus*), y las dos especies de delfines con

hábitos costeros; el delfín común (*Delphinus delphis*) (Reeves *et al.*, 2001) y el delfín mular (*Tursiops truncatus*), cuya disminución se asocia generalmente a la falta de presas debido a la sobrepesca y a la contaminación existente (Reeves *et al.*, 2001; Bearzi, 2002).

Las interacciones con la pesca se reconocen como la principal amenaza para las poblaciones de cetáceos a nivel mundial (Northridge, 1985, 1992; Reeves *et al.*, 2001) y un gran número de proyectos y financiación se ha empleado en investigar el impacto de las capturas accidentales en las diferentes poblaciones de cetáceos en aguas europeas e internacionales y en el diseño de posibles mecanismos de mitigación (Reeves *et al.*, 2001). Este interés en reducir las capturas accidentales surge como respuesta a la legislación comunitaria e internacional para la protección de estas especies. Dentro de esta legislación la más relevante en cuanto a que cita específicamente a varias especies de cetáceos son La Directiva Hábitat (Directiva 92/43/CEE), el Convenio de Barcelona (Decisión 77/585/CEE) y el Acuerdo para la Conservación de los Pequeños Cetáceos en el Mediterráneo (ACCOBAMS).

La Directiva Hábitat (92/43/EEC) fue adoptada por la Comunidad Europea en 1992 para la Conservación de los Hábitats Naturales de Fauna y Flora. El objetivo de la Directiva Hábitat es la promoción del mantenimiento de la diversidad biológica mediante la conservación de los hábitats naturales de la fauna y flora en el territorio europeo de los países miembros de la Unión. Para ello se plantea la creación de una red de áreas protegidas ("Natura 2000") en el territorio comunitario designadas para mantener la distribución y abundancia de especies en peligro tanto terrestres como marinas. Los cetáceos ("todas las especies") aparecen citados en el Anexo IV como "especies de interés comunitario que requieren una protección estricta". El delfín mular y la marsopa (*Phocoena phocoena*) aparecen también citados en el Anexo II y en su caso se han de establecer áreas especiales para su conservación (SACs-LICs). La Directiva Hábitats específicamente requiere que los Países Miembros establezcan un sistema para monitorizar la captura accidental de aquellas especies citadas en el Anexo IV y asegurarse que estas capturas accidentales no tengan un efecto negativo significativo en las especies consideradas.

El Convenio de Barcelona es el marco legal del Plan de Acción del Mediterráneo (MAP) creado para proteger el medio ambiente e incentivar el desarrollo de los países mediterráneos. Fue adoptado en Barcelona en 1976 y revisado en 1995. Este Plan de Acción cubre la gestión de la zona costera, evaluación y control de la contaminación, protección de los ecosistemas y conservación de la biodiversidad. En la revisión de 1995 se adoptó el "Protocol Concerning Specially Protected Areas and Biological Diversity in the Mediterranean". Este Protocolo requiere el establecimiento de una lista de áreas Especiales de Protección de Importancia Mediterránea (SPAMI) para preservar la biodiversidad y que contengan ecosistemas específicos del Mediterráneo. El Anexo II de este Protocolo cita a varias especies de mamíferos marinos como especies en peligro o amenazadas y que como tales han de recibir protección

especial. Estas especies son: *Balaenoptera acutorostrata*, *B. borealis*, *B. physalus*, *Delphinus delphis*, *Eubalaena glacialis*, *Globicephala melas*, *Grampus griseus*, *Kogia simus*, *Megaptera novaeangliae*, *Mesoplodon densirostris*, *Monachus monachus*, *Orcinus orca*, *Phocoena phocoena*, *Physeter macrocephalus*, *Pseudorca crassidens*, *Stenella coeruleoalba*, *Steno bredanensis*, *Tursiops truncatus* y *Ziphius cavirostris*.

El Acuerdo para la Conservación de los Pequeños Cetáceos en el Mediterráneo (ACCOBAMS) fue adoptado bajo los auspicios del Convenio para la Conservación de las Especies Migratorias (el Convenio de Bonn). Este Convenio entró en vigor en 1983 para la protección estricta de especies migratorias que se consideran en peligro de extinción en todo o en una parte significativa de su rango de distribución. El objetivo principal de ACCOBAMS, es el de tomar acciones coordinadas para conseguir el mantenimiento de un estado favorable de conservación para los cetáceos. Para ello, los países firmantes han de tomar las medidas necesarias para eliminar y prohibir la captura directa de cetáceos y han de cooperar en la creación y mantenimiento de una red de áreas especialmente protegidas para la conservación de cetáceos.

A nivel nacional, desde 1999 hasta el año 2002, la Dirección General de Conservación de la Naturaleza (DGCN) financió un programa de investigación con el fin de contribuir a la implementación de la Directiva Hábitat, el Convenio de Barcelona y el Acuerdo de ACCOBAMS, mediante la identificación de las áreas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español (*Programa de identificación de las áreas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español*). Desde el año 2000, el delfín mular, se encuentra en la categoría “vulnerable” en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, y la orca (*Orcinus orca*) se encuentra en la categoría “de interés especial” (R.D. 439/1990, de 30 de marzo).

También en el año 2000, basándose en más de una década de estudios de población de estas especies, la Sociedad Española de Cetáceos (SEC) presentó a la DGCN una propuesta para la designación de Lugares de Interés Comunitario (LIC) para la tortuga boba (*Caretta caretta*), el delfín mular y la marsopa común (*Phocoena phocoena*). Apoyándose en experiencias nacionales y comunitarias de designación, gestión y monitorización de áreas marinas protegidas, la SEC inició en el año 2002 el proyecto LIFE “Conservación de cetáceos y tortugas en Murcia y Andalucía” LIFE02NAT/E/8610 que servirá para la elaboración de los mecanismos de gestión y monitorización necesarios para los LICs marinos de la Directiva Hábitats.

En el marco de este último proyecto se decidió que el mar de Alborán y el estrecho de Gibraltar eran lugares idóneos para investigar las interacciones entre pesquerías y mamíferos marinos, fundamentalmente por las siguientes razones:

1. La heterogeneidad de ecosistemas y ambientes presentes en el área, tanto en el ámbito pelágico como en el ámbito costero que posibilita la existencia de distintas especies de cetáceos y de peces e invertebrados de interés comercial, y por tanto diferentes formas de relación entre ambos elementos.
2. La alta productividad primaria y diversidad biológica comparada con otras áreas del Mediterráneo que posibilita la existencia de poblaciones estables de cetáceos y de una industria pesquera bien establecida.
3. La gran variedad de artes y tipos de pesca y la intensidad del esfuerzo pesquero que permiten la aproximación al tema de las interacciones con cetáceos desde diferentes puntos de vista complementarios.
4. La falta de información detallada sobre potenciales interacciones entre pesquerías y cetáceos en el área que permitiría la adecuada gestión de las áreas marinas protegidas propuestas con anterioridad.

El objetivo de este trabajo es el de establecer el grado de amenaza para los cetáceos que supone la competencia por recursos pesqueros entre el delfín mular y las pesquerías en la zona del mar de Alborán mejorando el conocimiento de la población de delfines mulares en la zona, la identificación de la naturaleza de las interacciones con la pesca para poder proporcionar la información necesaria para el mantenimiento de un estado de conservación favorable de la población de delfín mular en aguas del Mar de Alborán como es requerido por la legislación comunitaria y española. Se ha elegido al delfín mular debido a que los hábitos costeros de esta especie y los datos que se poseen sobre su alimentación la hacen susceptible de un mayor grado de interacción. Se ha estudiado asimismo el caso de la orca debido al fuerte impacto que se le atribuye sobre una de las pesquerías más importante desde el punto de vista económico de la región: la pesquería del atún a pesar de un número estimado de pocos ejemplares (Esteban. 2008).

1.1.- ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se extiende desde el Estrecho de Gibraltar hasta el Cabo de Gata, y cubre la vertiente norte del Mar de Alborán, incluyendo las aguas alrededor de la Isla de Alborán. Se extiende desde la línea de costa hasta una distancia aproximada de la costa de 30 millas náuticas. El mapa 1 muestra el área de trabajo que tiene una extensión de 10288 millas².

El Mar de Alborán, situado en la parte más occidental del Mediterráneo, es una región de extraordinarias condiciones oceanográficas debido a su posición en la zona de transición entre dos mares: el Océano Atlántico y el Mar Mediterráneo y a su compleja orografía (Figura 1). El Mar de Alborán está en contacto con el Océano Atlántico mediante el Estrecho de Gibraltar

que, con una profundidad de unos 350 metros y aproximadamente 14 kilómetros de anchura, es el único paso de agua entre el Mar Mediterráneo y el Atlántico.

El Mediterráneo es un mar interior con balance hídrico negativo ya que la pérdida de agua por evaporación es superior a los aportes fluviales y a los aportes por precipitación. Este déficit de agua se compensa en su mayoría con contribuciones procedentes del Océano Atlántico (estimado como unos 35,000 Km³) y en menor medida con aportaciones del Mar Negro (unos 200 Km³) comunicado con el Mediterráneo a través del Estrecho de Los Dardanelos. La evaporación continua de agua en la cuenca mediterránea genera un aumento de la concentración de solutos. Se establece así una diferencia de salinidad y, en consecuencia, de densidad entre el agua atlántica (más fría) y mediterránea (más cálida) a ambos lados del Estrecho de Gibraltar. Estas diferencias generan la entrada del agua atlántica en forma de corriente de superficie a través del Estrecho y una salida de agua mediterránea más densa, a causa de su mayor salinidad, en forma de corriente de profundidad hacia el Atlántico. La corriente de salida de agua del Mediterráneo es de mucho menor volumen que la aportación del Atlántico de modo que el balance entrada-salida está en equilibrio. Se estima que el agua del Mar Mediterráneo se renueva totalmente aproximadamente cada 97 años (Lacombe y Tchenia, 1972).

En la figura 1 se aprecia que el mar de Alborán se encuentra limitado al Norte por la cordillera Bética, al Sur por la cordillera del Rift, al Oeste por el Estrecho de Gibraltar y al Este queda abierto hacia el mar argelino-Balear del que está separado por el frente termohalino “Almería-Orán”. El Mar de Alborán posee una plataforma continental estrecha con una anchura media de 5 km y una profundidad media de 100 metros. El talud continental es sin embargo bastante complejo y presenta varios cañones y desplomes (Rodríguez, 1982). La cuenca del mar de Alborán esta dividida en dos “subcuenas” por una dorsal submarina que se extiende en dirección Suroeste-Noreste y que asoma a la superficie en su extremo nororiental, dando lugar a la Isla de Alborán. La profundidad media de la subcuenca occidental es de 500 metros alcanzando una profundidad máxima de 1300 metros. La subcuenca oriental alcanza profundidades entre 1800 y 2000 metros y se separa de la cuenca argelino-balear por un escarpe de 500 metros de desnivel.

En el Mar de Alborán el agua atlántica que entra encauzada por el Estrecho de Gibraltar se abre y da lugar a un complejo sistema de corrientes que resultan en dos giros anticiclónicos, el primero de ellos frente a las costas de Málaga (figura 2) y el segundo en la zona oriental de la cuenca. Parte del agua atlántica que sale del segundo giro anticiclónico circula cerca de la costa hasta el Cabo de Gata donde converge con aguas mediterráneas que circulan en dirección Este-Oeste hacia el cabo. La mezcla de aguas resultante circula en dirección Noroeste-Sureste desde el Cabo de Gata hacia Orán, formando el frente “Almería-Orán” que presenta alta diversidad biológica en toda su longitud (Tintoré *et al.*, 1988).

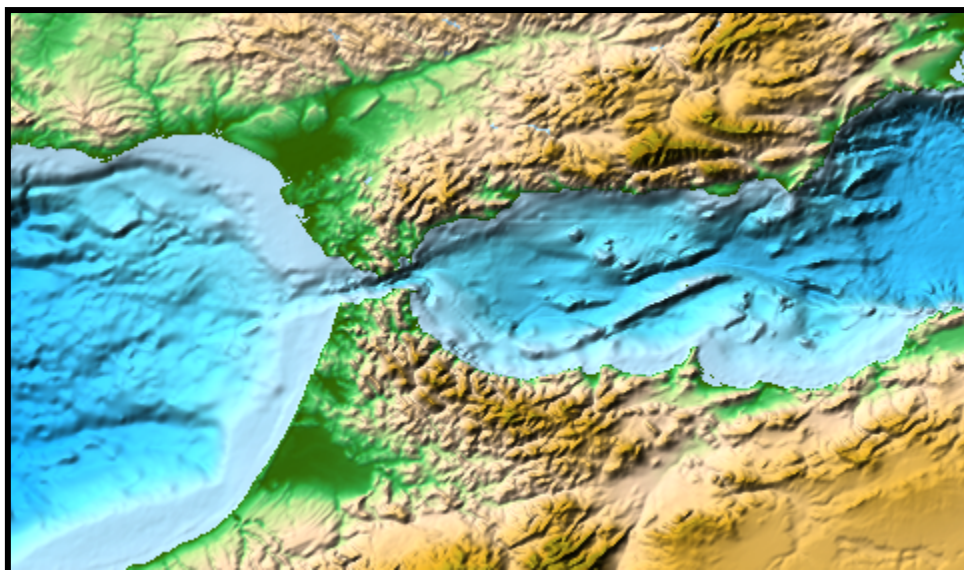


Figura 1.- Mapa con el relieve de las tierras emergidas y los fondos marinos del mar de Alborán y áreas adyacentes incluyendo el estrecho de Gibraltar, golfo de Cádiz y parte del golfo de Vera (Amante y Eatkins, 2009).

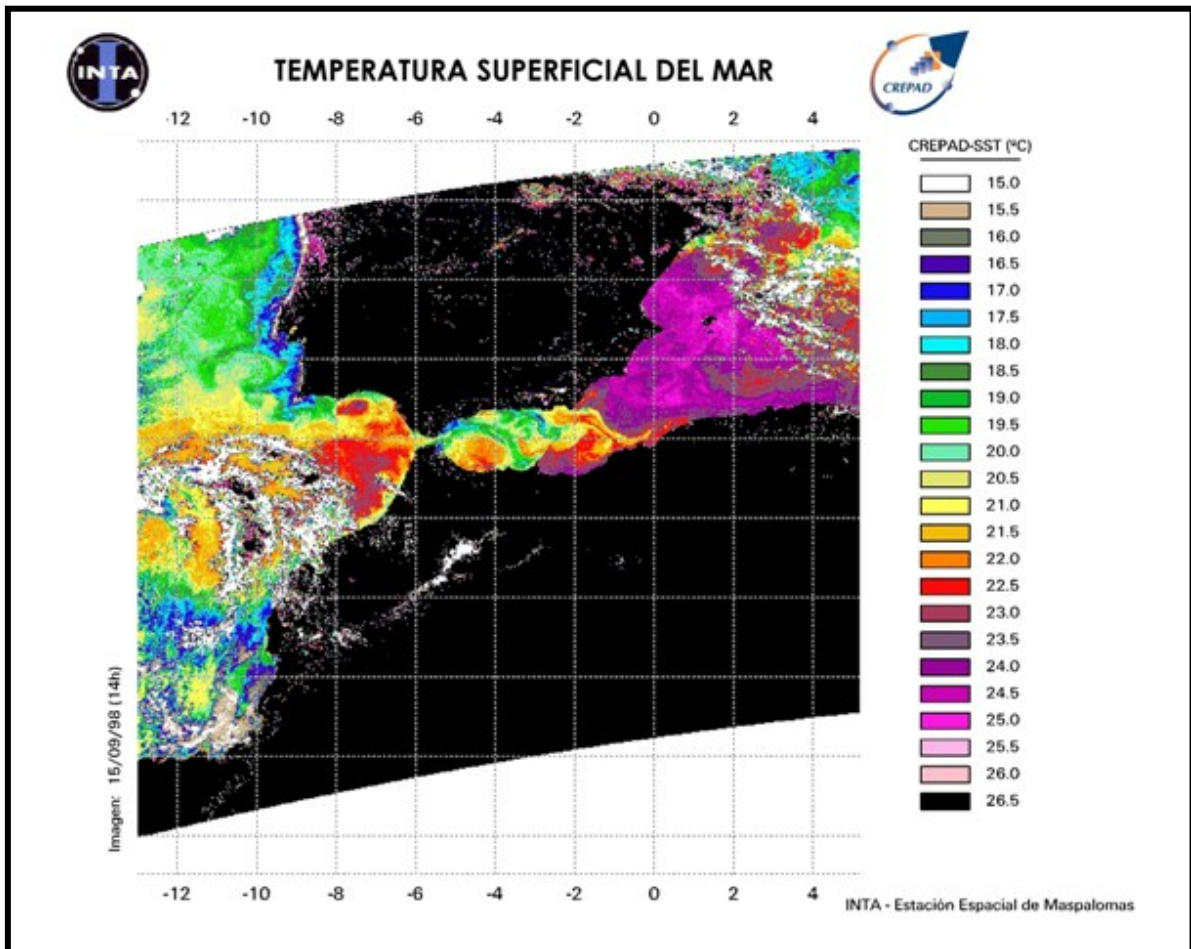


Figura 2.- Imagen de satélite de temperatura superficial del mar en la que se observan las estructuras oceanográficas creadas en el mar de Alborán por la entrada de agua atlántica, incluyendo el frente Almería-Orán.

Esta circulación de aguas y la compleja orografía del fondo del Mar de Alborán causan la acumulación de aguas superficiales en el centro de la cuenca. Cuando estas aguas se mezclan con aguas mediterráneas y se hunden debido a la mayor densidad del agua mediterránea, secuestran parte de los nutrientes y los arrastran hacia el fondo, de modo que en general el mar de Alborán es pobre en nutrientes si se compara con el Océano Atlántico. Sin embargo, no todos los nutrientes que entran con la corriente atlántica se van al fondo y la zona eufótica del mar de Alborán es en general más rica que la capa eufótica mediterránea (Rodríguez, 1995). La circulación del agua en superficie y a media profundidad, y la fisiografía del fondo marino causan corrientes verticales o afloramientos de aguas profundas ricas en nutrientes. Estos afloramientos son más o menos intensos en función de las condiciones meteorológicas pero nunca desaparecen, y dan lugar a áreas de gran riqueza como por ejemplo el “afloramiento de Estepona” y condicionan que el Mar de Alborán sea una de las áreas más productivas de todo el Mediterráneo con una productividad primaria de hasta 150 mg/m^2 (Rubin *et al.*, 1992; Gil de Sola, 1993; Rodríguez, 1995).

Al ser una zona de transición entre los ecosistemas atlántico y mediterráneo el Mar de Alborán presenta una gran riqueza específica donde el sistema de corrientes arriba mencionado es el gran condicionante de la distribución de los organismos. Mediante la corriente atlántica de superficie entran al Mar de Alborán especies pelágicas y/o larvas planctónicas y con la corriente de salida, escapan especies de aguas profundas (Rodríguez, 1982; Parrila y Kinder, 1987). El Mar de Alborán destaca por su importancia para la migración, alimentación y reproducción de varias especies marinas de gran interés comercial (e.g. atún rojo *Thunnus thynnus*, atún blanco *Thunnus alalunga* y pequeños túnidos como la melva *Auxis* sp., el bonito del sur *Sarda sarda*, la bacoreta *Thunnus alleteratus*, pez espada *Xiphias gladius*, pequeños pelágicos como la sardina *Sardina pilchardus*, el boquerón *Engraulis encrasicolus*, jurel *Trachurus* sp. y caballa *Scomber scombrus* además de numerosas especies demersales como por ejemplo la merluza *Merluccius merluccius*, espáridos, salmonetes *Mullus* spp., etc. (Consejería Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía, 2004)

Precisamente esta riqueza de especies de alto valor comercial presente en el Mar de Alborán ha sido explotada desde la Antigüedad. En la actualidad, el esfuerzo pesquero en las aguas costeras, ha alcanzado a lo largo de las últimas décadas una magnitud que se considera excesiva y no sostenible a largo plazo (Consejería Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía, 2001). Además de las diversas flotas pesqueras registradas para el arrastre, enmalle, cerco, palangre y trampas que faenan normalmente en la zona, existe una importante flota de pequeñas embarcaciones ilegales de muy difícil control que incrementan la presión sobre unos recursos ya sobreexplotados (por ejemplo los casos del boquerón y el aún rojo, (Consejería Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía, 2004). La competición entre las artes de pesca más tradicionales, las artes modernas y las actividades de pesca ilegal es intensa y es el origen de importantes conflictos sociales además de ambientales (Consejería Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía, 2001). La situación económica del sector pesquero a lo largo de las costas del Mar de Alborán es muy precaria en la actualidad debido a la reducción en las capturas, la subida del precio del combustible y el cierre de calderos tradicionalmente explotados por esta flota en Marruecos en 1999 (Consejería Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía, 2001).

Esta sobreexplotación de los recursos marinos y la alteración del hábitat que ciertos artes de pesca acarrearán afecta también a otros organismos que comparten el Mar de Alborán con la industria pesquera como son las poblaciones de mamíferos y tortugas marinas. La zona del Mar de Alborán y la comunicación del Estrecho se consideran muy importantes a nivel europeo para la migración y alimentación de estos dos grupos y es además un área donde se concentra un tráfico marítimo muy intenso.

En el Mar de Alborán y estrecho de Gibraltar se observan con regularidad 9 especies de cetáceos (Cañadas *et al.*, 2002; De Stephanis *et al.*, 2008):

- ▶ Cetáceos odontocetos
 - Delfín mular (*Tursiops truncatus*)
 - Delfín común (*Delphinus delphis*)
 - Delfín listado (*Stenella coeruleoalba*)
 - Calderón gris (*Grampus griseus*)
 - Calderon negro de aleta larga (*Globicephala melas*)
 - Orca (*Orcinus orca*)
 - Cachalote (*Physeter macrocephalus*)
 - Zifio de couvier (*Ziphius cavirostris*)
- ▶ Cetáceos mysticetos
 - Rorcual común (*Balaenoptera physalus*)

1.2.- ESPECIES OBJETO DE ESTE ESTUDIO

El delfín mular

El delfín mular (*Tursiops truncatus*) es uno de los delfínidos mejor conocidos, gracias a su amplia distribución por mares y océanos de todo el mundo (Wells y Scott, 1999). Es además el arquetipo de delfín ya que es la especie con más ejemplares en cautividad en parques de todo el mundo. El carácter sociable de esta especie se ha manifestado en numerosas ocasiones con el ser humano, ya que acompañan a veces a embarcaciones o nadadores realizando numerosas piruetas, saltando o cabalgando las olas. El delfín mular es fácil de reconocer: posee una cabeza y cuerpo robustos, con una aleta dorsal alta y falciforme, y con la base ancha, situada en la mitad del cuerpo. El morro, que suele ser corto, está bien separado del melón por la existencia de un pliegue. El cuerpo es de un gris apagado, con un tono más oscuro en su capa dorsal y en los flancos, y de color blanco o rosado en el vientre. En cada flanco, y bajo la aleta dorsal, puede observarse en muchos individuos una marca falcada de un color un poco más claro. Las aletas pectorales son de una longitud moderada, anchas en la base y estrechándose hacia la punta. La aleta caudal, está provista de una muesca en el centro del borde posterior, que es cóncavo y liso. Las aletas pectorales y caudal presentan un tono oscuro en ambas superficies, al igual que el pedúnculo caudal, que suele ser grueso. Existe sin embargo gran variabilidad en la coloración del delfín mular dependiendo de la población.

Es una especie de distribución cosmopolita que se encuentra en mares y océanos de latitudes tropicales y templadas (entre los 45° N y los 45° S de latitud). Ocupa gran variedad de hábitats incluyendo áreas pelágicas, zonas más costeras e incluso estuarios y el curso bajo de algunos ríos. Forma poblaciones muy fragmentadas localmente. Se reconocen dos formas, o ecotipos, para esta especie: costera (*inshore*) y oceánica (*offshore*). Estos últimos son delfines pelágicos más grandes y robustos, y también más oscuros que los delfines del tipo costero. El ecotipo costero, que parece contar con mayor número de efectivos a nivel mundial, se establece en aguas cuya profundidad oscila entre los 100 y los 200 m, en todo tipo de hábitats costeros, desde bahías y lagunas hasta estuarios y rías. La forma oceánica, se encuentra en aguas profundas y/o alejadas de la costa.

Los machos más grandes miden entre 2,45 y 3,8 m. El peso máximo encontrado para un macho corresponde a un animal de la vertiente Oeste del Atlántico Norte que pesaba 500 kg. Las hembras son ligeramente menores con longitudes que oscilan entre 2,4 y 3,7 m y con un peso aproximado de 260 kg (Reeves *et al.*, 2002). La longevidad estimada para los machos es de unos 40-45 años y para las hembras de al menos 50 años. Los machos alcanzan la madurez sexual a los 11 años y las hembras a los 12. No presentan celo estacional y se reproducen durante todo el año; el período de gestación oscila entre 11 y 12 meses y el de lactancia de 12 a 18. Se han observados picos en primavera y verano, o en primavera y otoño

para la mayoría de las poblaciones. Cada tres años, aproximadamente, la hembra pare una cría que al nacer tiene un tamaño entre 0,84 y 1,4 m y un peso de 14-20 Kg (Reeves *et al.*, 2002).

El delfín mular forma manadas de hasta cientos de individuos, aunque lo más habitual es que estén formadas por 15-25 ejemplares. Como pasa en otras especies con este carácter gregario, todo el grupo participa de las diversas actividades, como la caza, el cuidado de las crías y la diversión. En ocasiones los grupos de delfines mulares son observados en compañía de otros cetáceos, como calderones (*Globicephala melas*) (DeStephanis, comunicación personal) También existen casos documentados de ataques a individuos de otras especies, como por ejemplo la marsopa (*Phocoena phocoena*) o el delfín listado (*Stenella coeruleoalba*), con resultado de muerte (Ross y Wilson, 1996; A. López Comunicación personal.)

Para capturar su alimento realizan inmersiones de 2-3 minutos, en el caso de las poblaciones costeras, y de mayor duración las oceánicas. La presencia de peces abisales en los estómagos de algunos animales pelágicos sugiere capacidad para bucear más allá de los 500 m de profundidad (Reeves *et al.*, 2002). La dieta de los delfines mulares se ha descrito en varias partes del mundo y en general depredan sobre gran cantidad de organismos y por ello se consideran de hábitos oportunistas. Se acepta generalmente que los animales de poblaciones costeras depredan sobre organismos bentónicos y demersales mientras que los animales de poblaciones pelágicas se alimentan de peces y cefalópodos mesopelágicos y pelágicos (van Waerebeek *et al.*, 1990). En el Atlántico Noroeste y el Mediterráneo se ha observado una predominancia de Gadiformes (peces de las familias Gadidae y Merluccidae) en su dieta; por ejemplo, merluza en los contenidos estomacales analizados en el Mediterráneo español (Blanco *et al.*, 2001), bacaladilla y merluza en estómagos estudiados en Galicia (Santos *et al.*, 2007), bacalao, saithe y merlán en delfines varados en Escocia (Santos *et al.*, 2001) y bacaladilla y *Trisopterus* spp. en animales varados en Francia (Desportes, 1985).

Aunque no se conocen con precisión las cantidades de las distintas presas que los delfines mulares podrían estar consumiendo, trabajos anteriores (Salomón, 1997; Santos *et al.*, 2001; 2007; Blanco *et al.*, 2001) estiman que aproximadamente el 80% de las especies que forman parte de la dieta son también especies de gran interés comercial; cómo la merluza (*Merluccius merluccius*) supone más del 20% del peso reconstruido del contenido estomacal, la bacaladilla (*Micromessistius poutassou*) que supone mas del 50% del peso y otros peces de la familia Sparidae también importantes en la dieta. Aunque más del 80% de la dieta está compuesta por peces, algunas especies de cefalópodos objetivo de pesca comercial son también parte de la dieta de los delfines mulares. Es, por ejemplo, el caso del pulpo blanco (*Eledone cirrhosa*), la pota costera (*Illex coindettii*), y la pota costera (*Todaropsis eblanae*) que llegan a representar más de un 5% del peso de su contenido estomacal.

En el Mar Mediterráneo se han descrito estrategias de alimentación por parte de los delfines mulares que sacan partido de la actividad pesquera. Una de estas maniobras consiste en acorralar a las presas en volantas o trasmallos de fondo para capturar a los peces. Una vez en la red, los delfines comen el cuerpo de su presa generalmente sin enmallarse. Esta estrategia de alimentación ha originado la preocupación e incluso la actitud violenta de algunos pescadores como es el caso en las Islas Baleares (Llabrés, M. y Martorell, 1984; Brotons, 1996; Brotons *et al.*, 2007). Otra estrategia de alimentación muy habitual de esta especie consiste en seguir las redes de arrastre de fondo para aprovechar el efecto perturbador de estas redes sobre las comunidades bentónico-demersales. En ambos casos, la presencia de delfines durante las actividades pesqueras y el efecto de acorralamiento que originan los cetáceos puede aumentar la captura del arte. Aún así, los pescadores perciben a los delfines como competidores y no como aliados ya que en muchas áreas las especies consumidas por los delfines poseen también interés comercial que en los casos de por ejemplo la merluza tanto en aguas del Mediterráneo español como en Galicia. Como resultado de las interacciones con pesquerías costeras, algunos individuos son disparados, arponeados o acosados en varias áreas (Resultados de encuestas a pescadores, datos sin publicar). Esta situación no es un problema reciente y existen también referencias de matanzas selectivas practicadas en Galicia antiguamente para la eliminación de la especie y aliviar así su presión depredadora sobre los recursos pesqueros.

En la cuenca mediterránea el delfín mular es considerado fundamentalmente una especie costera de la plataforma continental y su talud (Cañadas *et al.*, 2002; Bearzi *et al.*, 2008). En el Mediterráneo español en la zona del Mar de Alborán el tamaño medio de las manadas es de unos 30 ejemplares. El tamaño de grupo máximo detectado es 180 ejemplares, y la media anual de varamientos registrados en la zona es de 10 ejemplares (Cañadas *et al.*, 2002; CREMA Comunicación personal). La proporción de crías en la población es baja, durante los 9 años de trabajo previo a este estudio se ha detectado presencia de al menos una cría en el 41% de los grupos avistados en el Mar de Alborán (Cañadas, comunicación personal). En la costa atlántica de la península Ibérica está presente en el Golfo de Vizcaya, Galicia, estuario del río Sado (Portugal) y Golfo de Cádiz. También en esta zona se considera también una especie de la plataforma continental adentrándose en las rías.

A una escala mundial, la especie no se encuentra amenazada, pero algunas poblaciones a escala regional o local se encuentran en peligro a causa de la destrucción de su hábitat, la falta de recursos por la sobrepesca, contaminación, o capturas ya sean accidentales o intencionadas (Bearzi 2002; Brotons *et al.*, 2008;). En lugares como Japón, Sri Lanka o Chile, se capturan para consumo humano o para fabricar cebos de pesca de langostas (Reeves *et al.*, 2002). La población del Mar Negro ha sido objeto de caza hasta hace dos décadas y se encuentra muy amenazada y con pocas posibilidades de recuperación en un ecosistema tan degradado. En el mar Mediterráneo la especie aparece en aguas costeras de Albania, Argelia,

Chipre, Croacia, Eslovenia, España, Francia, Gibraltar (Reino Unido), Grecia, Israel, Italia, Marruecos, Montenegro, Túnez y Turquía (Bearzi *et al.*, 2008). La población total en el Mediterráneo no se conoce, pero se estima en poco más de 10.000 individuos (Bearzi *et al.*, 2008), se cree que ha sufrido un delive de aproximadamente el 30% en los últimos 60 años (Reeves y Notarbartolo di Sciara, 2006)

En el mar de Alborán se han observado manadas de hábitos más pelágicos, así como manadas errantes de gran tamaño que tras una prospección de un amplio territorio se han afincado en una región adecuada para su alimentación (Informe Final del proyecto LIFE “Conservación de cetáceos y tortugas en Murcia y Andalucía” LIFE02NAT/E/008610. Sociedad Española de Cetáceos, 2006). Los grupos detectados en el área de estudio parecen estables y residentes, con áreas de campeo bien definidas, en un rango de profundidades que varía desde los 0 a los 600 m —aunque son mucho más abundantes entre los 200 y los 400 m de profundidad— y en áreas de pendiente pronunciada (Cañadas *et al.*, 2002).

Existe evidencia de la llegada de un grupo inmigrante en agosto de 1997 a la zona costera almeriense. Este grupo, compuesto por unos 80 individuos, no había sido detectado en los 5 años de prospección previa en el área. Tras la llegada de esta nueva manada, y aunque el tamaño medio de grupo y la frecuencia de avistamiento de la especie en el área se incrementaron considerablemente, no se han percibido cambios en otros parámetros poblacionales, cómo la proporción de crías, o el uso del hábitat (García-Tiscar *et al.*, 2001).

Existe también un grupo de delfines mulares estable y residente en aguas del estrecho de Gibraltar que está compuesto por más de 200 animales, y con un tamaño medio de grupo de 14 individuos. Este grupo podría actuar cómo nexo de unión entre las poblaciones atlántica y mediterránea de la especie, disminuyendo el riesgo de aislamiento genético.

La orca

Con longitudes corporales de hasta 7,9 m para las hembras y 9 m para los machos, la orca (*Orcinus orca*) es el mayor de los integrantes de la familia *Delphinidae*. Son animales muy fáciles de reconocer por su característico patrón de coloración complejo en blanco y negro, y su aleta dorsal muy alta (hasta 2 m en los machos adultos).

La distribución mundial de la especie no parece limitada por variables como la temperatura del mar o la profundidad, aunque las densidades más altas se encuentran en latitudes altas en ambos hemisferios. Están presentes en casi todos los mares y océanos del mundo incluyendo la cuenca occidental de Mar Mediterráneo.

Es uno de los cetáceos más estudiados, sobre todo en la costa del Pacífico de América del Norte. La población mundial de orcas parece compuesta por subpoblaciones especializadas en consumir los recursos disponibles en su área. De este modo en el Pacífico Norte se diferencia entre orcas “transeúntes” que se alimentan exclusivamente de mamíferos marinos como leones marinos, focas y cetáceos misticetos y que realizan movimientos siguiendo a sus presas; orcas “residentes” que se alimentan principalmente de peces, sobre todo de salmón; y orcas “offshore”, una nueva “categoría” (Ford *et al.*, 2000) que define grupos de orcas que se encuentran habitualmente en aguas más alejadas de la costa y que aunque basan su dieta en peces, también incluyen mamíferos marinos entre sus presas (Herman, *et al.*, 2005)

En el Mar Mediterráneo, las orcas son poco frecuentes, se mueven siguiendo a sus presas y se alimentan fundamentalmente de peces. Queda aún por dilucidar si los ecotipos definidos para la población del Pacífico Norte se pueden aplicar a las orcas del Mediterráneo.

En el área de estudio la orca se encuentra únicamente en el Estrecho de Gibraltar y frente a la costa de Barbate en el Golfo de Cádiz. Se conoce la existencia de la especie en la zona desde hace años y su presencia es causa de conflictos con pescadores de la zona ya que se alimentan principalmente de atún rojo. Las orcas llegan cada año al Estrecho en primavera siguiendo a los atunes rojos en su migración y permanecen en el área hasta mitad de verano cuando los atunes salen del Mediterráneo al Atlántico tras haber desovado en aguas cercanas al archipiélago Balear (De Stephanis *et al.*, 2005, 2008).

No se conoce si los animales avistados en la zona del Estrecho y Barbate pertenecen a poblaciones atlánticas o mediterráneas, aunque parece probable que estén más relacionadas con las poblaciones del Atlántico Norte (Foote *et al.*, 2009).

2.- OBJETIVOS Y ESTRUCTURA DE LA MEMORIA DE TESIS

El objetivo principal de este trabajo es establecer el grado de amenaza que supone la competencia por recursos entre dos especies de cetáceos (el delfín mular y la orca) y las pesquerías y su repercusión en el mantenimiento de un estado de conservación favorable del delfín mular en aguas del Mar de Alborán. Para llevar a cabo este objetivo este trabajo examinó los datos disponibles sobre el delfín mular, sobre orcas y sobre las principales pesquerías en el área de estudio de la siguiente manera:

1. el primer capítulo presenta una introducción general justificando el interés del trabajo, y la elección del área de estudio y las especies objetivo.
2. el segundo capítulo muestra los objetivos y la estructura de la memoria de tesis.
3. el tercer capítulo tiene como objetivo el estudio de distribución de la población de delfines mulares en el Mar de Alborán a partir de modelos de selección de hábitats. También se delimitan las áreas preferenciales para alimentación y otras actividades de los animales. La hipótesis de partida es que los animales seleccionan distintas áreas para realizar distintas actividades.
4. el cuarto capítulo, tiene cómo objetivo, analizar la estructura de la población y determinar cuántas poblaciones hay en el área y su(s) relaciones con las poblaciones alrededor. El estudio se aborda mediante el análisis de las diferencias entre las concentraciones de isótopos estables en piel y músculo de los delfines del Mar de Alborán y los de áreas adyacentes con el objetivo de caracterizar la población de mulares presentes en el área de estudio. La hipótesis de partida es que existe una única población de delfines en el área de estudio.
5. el quinto capítulo muestra los resultados del experimento realizado con orcas en cautividad. Se trata de calcular los factores de fraccionamiento isotópico adecuados para la estimación de la composición de la dieta de orcas y otros delfínidos. Se mide además el periodo de tiempo que discurre desde que se cambia la dieta de un animal, hasta que este cambio se refleja en las señales isotópicas de sus tejidos (en este caso piel y sangre).
6. el sexto capítulo explica (utilizando los nuevos valores de fraccionamiento isotópico conseguidos con el experimento) los hábitos tróficos de las orcas en el área del estrecho de Gibraltar. La hipótesis de partida de este trabajo es que las orcas se alimentan exclusivamente de atún rojo y por tanto compiten directamente con los pescadores por esta especie de elevado valor comercial.

7. el séptimo capítulo tiene como objetivo la determinación de la composición de la dieta del delfín mular a partir de análisis de isótopos estables en diferentes tejidos. De este modo se investigaron diferencias en la dieta de los delfines entre zonas, estaciones/años y grupo de delfines (e.g. machos/hembras, o animales relacionados genéticamente) para determinar el grado de importancia de especies comerciales en la dieta del delfín mular y los factores que la afectan. La hipótesis de partida es que las presas de los delfines en el área son especies de interés comercial y por tanto objeto de captura pesquera.
8. el octavo capítulo presenta los resultados del estudio de las pesquerías en el Mar de Alborán. En este capítulo se identifica la composición y se estudia la evolución de las capturas pesqueras y su interés comercial.
9. el noveno capítulo tiene como objetivo determinar las zonas con mayor esfuerzo pesquero en el área de estudio. En este capítulo se utiliza la misma metodología que en el capítulo 3 (el de distribución de delfines mulares) y por tanto ambos modelos son totalmente comparables. La hipótesis de partida es que los pescadores no utilizan todo el mar de Alborán homogéneamente sino que seleccionan áreas más accesibles o con mayores rendimientos pesqueros.
10. el capítulo décimo analiza las posibles interacciones entre las pesquerías y los delfines mulares en el Mar de Alborán, y entre pesquerías y orcas en el estrecho de Gibraltar. Por un lado se estima el grado de solapamiento entre las áreas con mayor intensidad de esfuerzo pesquero y aquellas con mayor densidad de delfines. También se evalúa el solapamiento existente entre la dieta de los delfines mulares, la dieta de las orcas y las capturas de las principales pesquerías comerciales. También se calcula la ingesta anual de pescado de la población de delfines mulares en el Mar de Alborán y de la población de orcas del estrecho y se compara con las capturas comerciales desembarcadas en la zona. Este capítulo tiene varios objetivos y por tanto varias hipótesis de partida, la primera de ellas, es que las áreas de alimentación de los delfines mulares y las de mayor esfuerzo pesquero coinciden y suponen un riesgo potencial de interacciones. La segunda hipótesis de partida es que las especies y las cantidades de biomasa extraídas del sistema por delfines mulares, orcas y pesquerías también suponen riesgo potencial de interacciones entre especies. La tercera hipótesis es que orcas y delfines mulares se relacionan de forma distinta con las pesquerías.
11. el capítulo decimoprimer, presenta una discusión general de los resultados, y las recomendaciones de gestión pertinentes.
12. en este apartado se presentan las conclusiones del trabajo

13. bibliografía consultada

Anexos



SECCIÓN II.- DELFINES MULARES:

3.- DISTRIBUCIÓN DE LA POBLACIÓN DE DELFINES MULARES EN EL MAR DE ALBORÁN Y ESTRECHO DE GIBRALTAR

4.- ESTRUCTURA DE LA POBLACIÓN DE DELFINES MULARES DEL MAR DE ALBORÁN Y ESTRECHO DE GIBRALTAR

3.- DISTRIBUCIÓN DE LA POBLACIÓN DE DELFINES MULARES

3.1.- INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

La descripción de los procesos que determinan la distribución de los organismos es uno de los temas fundamentales en ecología y tiene implicaciones importantes en la gestión y conservación de los ecosistemas. La distribución de los cetáceos y su relación con variables ambientales han sido estudiadas en varias ocasiones, ya sea con el objetivo de facilitar su conservación (Reilly, 1990; Baumgartner 1997; Wilson *et al.*, 1997; Forney 2000) por ejemplo mediante la identificación de áreas importantes para su protección, en algunos casos para usar su distribución como indicadora de áreas de alta productividad (Moore y DeMaster, 1998), para identificar patrones de migración de grandes cetáceos (Reeves *et al.*, 1983; Green *et al.*, 1995) o más recientemente para evaluar las interacciones entre cetáceos y pesquerías (Kaschner *et al.*, 2005; Gerber *et al.*, 2009).

Las áreas protegidas (ya sean terrestres o marinas) son una de las herramientas más eficaces para la conservación de especies (Lauriano *et al.*, 1999; Hyrenbach, 2000; Sumaila *et al.*, 2000). El conocimiento de la distribución es esencial en la aplicación de muchas de las medidas de gestión y conservación de las especies. Por ejemplo la Directiva Habitat ([Directiva 92/43/CEE](#)) de la Unión Europea obliga a los Estados Miembros a delimitar áreas protegidas (SACc-LICs) para algunas especies incluyendo al delfín mular, y algo similar sucede con el Convenio de Barcelona (Spami's). Estas áreas protegidas se definen fundamentalmente atendiendo a la distribución, uso de hábitat y abundancia de la especie de interés.

La presencia de delfines en el Mediterráneo se conoce desde hace siglos, y el litoral surmediterráneo andaluz no es una excepción. La existencia de los animales es conocida por pescadores y navegantes pero el estudio científico de su distribución o del tamaño de sus poblaciones es muy reciente habiéndose iniciado hace apenas unos años (Cañadas *et al.*, 2002). Se ha modelizado la distribución de la especie en zonas adyacentes al área de estudio (Golfo de Vera, Murcia, y Golfo de Cádiz) (García-Tiscar *et al.*, 2003; Raga y Pantoja, 2004; Informe Final del proyecto LIFE “Conservación de cetáceos y tortugas en Murcia y Andalucía” LIFE02NAT/E/008610. Sociedad Española de Cetáceos, 2006), y también se han construido modelos que predicen la distribución de la especie con mayor detalle para el área del Estrecho de Gibraltar (Renaud *et al.*, 2008) con el propósito de definir áreas marinas protegidas. En el caso del Golfo de Vera los animales muestran preferencia por áreas poco profundas y cercanas a la costa. En el Estrecho de Gibraltar, no hay aguas poco profundas y los animales se encuentran en el área central del canal compartiendo espacio en superficie con calderones

negros y cachalotes. Se conocen cuales son sus preferencias en cuestión de profundidad (entre 200 y 400 metros), y pendiente del fondo marino (áreas de elevada pendiente cerca del talud continental) (Cañadas *et al.*, 2002; García-Tiscar *et al.*, 2003).

Aunque ya existen modelos predictivos de abundancia y distribución de la especie en el área de estudio (Cañadas y Hammond 2006), el objetivo principal de este trabajo es proporcionar un modelo que sea directamente comparable con el modelo de esfuerzo pesquero descrito en el capítulo 9 de este mismo documento. El primer paso para describir las interacciones entre delfines y pesquerías en el área de estudio es, necesariamente, el de explicar el rango de distribución de ambos, y comprobar si existe algún tipo de solapamiento indicativo de áreas conflictivas y ninguno de los modelos realizados con anterioridad era susceptible de ser comparado de modo directo con el modelo de esfuerzo pesquero ya que se construyeron de modo diferente, con distintas unidades muestrales y distintos objetivos

En este estudio, y a diferencia de otros realizados previamente, se toma en consideración la utilización diferente del hábitat para actividades diferentes por parte de los animales. En general, se asume que el factor más influyente en la selección de hábitat de los delfines mulares es la presencia y distribución de sus presas pero algunas variables intrínsecas a la población pueden determinar la utilización diferencial del hábitat dentro del rango de distribución por parte de los animales. La presencia o no de crías y/o juveniles en el grupo o el comportamiento pueden estar relacionados con determinadas áreas y no con otras dentro del rango de distribución identificado. En muchas especies, el comportamiento que los animales despliegan en hábitats diferentes dentro de su rango de distribución es indicativo de la función ecológica de ese hábitat y puede hacer a los animales más vulnerables en diferentes áreas. En el caso de los delfines esta relación es menos evidente a simple vista ya que el difícil acceso a los animales, la dificultad en la interpretación de los comportamientos indicativos de alimentación o búsqueda activa de alimento se añaden a la información limitada existente sobre las características del hábitat submarino y complican la identificación de áreas utilizadas por los animales y sus funciones ecológicas.

Los ecosistemas marinos son especialmente dinámicos, y están gobernados por procesos vinculados a escalas temporales y espaciales muy variables (desde unas horas hasta décadas en la dimensión temporal, y desde unos pocos metros hasta miles de kilómetros en la espacial). Esta variabilidad dificulta la aplicación de modelos de selección de hábitats. Es más difícil seleccionar las variables predictoras más útiles y las escalas a las que deben ser medidas. También es posible que existan desfases temporales, de duración desconocida, entre el momento en que se produce un fenómeno físico y la detección y medición de la respuesta biológica.

Para abordar estas dificultades existen diversas propuestas metodológicas que van desde superponer las localizaciones de los avistamientos en un mapa batimétrico, hasta los más complejos métodos estadísticos de modelización. Hay numerosas técnicas disponibles dependiendo de la cantidad y calidad de los datos (Ver Redfern *et al.*, 2006 para una revisión detallada del tema). La superposición de las localizaciones de avistamientos en mapas batimétricos, de temperatura superficial del mar, o mapas satélite de producción primaria, es una de las opciones más sencillas y por tanto de las más utilizadas (Cañadas *et al.*, 2002; Fertl *et al.*, 2003; Keller *et al.*, 2006). Otra de las alternativas es la aplicación de técnicas de bondad de ajuste (χ^2 ; Kolmogorov-Sminorv; etc) para comprobar hipótesis sobre frecuencias de observaciones. Habitualmente se utilizan para comprobar si la presencia de una especie se distribuye uniformemente a lo largo de las diferentes categorías de las variables ambientales seleccionadas (Smith *et al.*, 1986; Baumgartner 1997; Hooker *et al.*, 2002). El análisis de la varianza (ANOVA), y diversas técnicas de ordenación también se han utilizado para relacionar diferentes especies de cetáceos o grupos de especies con distintas variables y/o gradientes ambientales (Reilly, 1990; Baumgartner *et al.*, 2001). Con el aumento de las capacidades de computación de los últimos años se han empezado a utilizar técnicas estadísticas computacionalmente más exigentes. Modelos lineares generalizados (GLMs), modelos aditivos generalizados (GAMs) y árboles de regresión y clasificación (CART) son cada vez más utilizados (Forney, 1999; Gregr y Trites, 2001; Cañadas *et al.*, 2002). Permiten modelizar datos de presencia/ausencia, frecuencias de encuentro, y probabilidades de avistamiento de cetáceos, en relación con variables ambientales medidas de modo continuo, semicuantitativo, o cuantitativo y encontrar patrones de relación no lineares y complejos. Son además flexibles ya que permiten modelizar variables que siguen distintas distribuciones de frecuencias.

Cuando se tiene una cierta cantidad de información previa sobre los hábitos de la especie estudiada es posible construir modelos capaces de predecir su distribución. Este tipo de modelo predictivo que no lleva aparejado necesariamente el conocimiento de los procesos ecológicos que determinan la distribución de la especie o población estudiada, puede utilizarse para desarrollar hipótesis sobre estos procesos, para reducir la variabilidad no explicada en trabajos sobre la abundancia de una especie (Forney, 2000), o para diseñar medidas de gestión que reduzcan el impacto de actividades antropogénicas en las poblaciones objeto del trabajo. En este caso un buen modelo es el que pronostica nuevas observaciones de un modo más preciso que predicciones realizadas sin el apoyo de las variables ambientales usadas como predictores (Redfern *et al.*, 2006).

En el caso de los delfines mulares del mar de Alborán y el Estrecho de Gibraltar la información previa disponible (Cañadas *et al.*, 2002; García-Tiscar *et al.*, 2003) es suficiente para plantear algunas hipótesis de partida (por ejemplo que la especie es de hábitos costeros y/o que muestra preferencia por áreas de pendiente pronunciada) pero no es suficiente para inferir con rigor sobre las relaciones causales existentes ente los distintos procesos y/o variables

ecológicas y la distribución de los delfines mulares en la zona. Aún así, es interesante hacer una selección de algunas variables ambientales que puedan ser utilizadas en el proceso de modelización. Presumiblemente la distribución de la especie estará determinada por factores tales como la disponibilidad de alimento (a su vez determinada por factores ambientales físico-químicos, la presencia de otras especies de depredadores en el área con las que exista competencia por los recursos tróficos y el comportamiento o la estructura social de la población. En general, la profundidad, la pendiente del fondo marino y la temperatura superficial del mar son variables que se utilizan como *proxies* de la distribución de las especies de presas de los delfines. Las distintas especies de peces e invertebrados que se asumen como parte integrante de la dieta de los delfines mulares en el área de estudio (Blanco *et al.*, 2001) tienen rangos de distribución definidos por estas variables ambientales (Rubin *et al.*, 1993; Gil de Sola, 1994). Por ejemplo, la merluza (*Merluccius merluccius*) es una especie nectobentónica con preferencia por profundidades entre 70 y 400 metros, y la bacaladilla (*Micromessistius poutassou*) se encuentra en profundidades entre 30 y 400 metros y en áreas con elevada pendiente. Sardinas (*Sardina pilchardus*), alachas (*Sardinella aurita*) y otros pequeños pelágicos son selectivas en términos de temperatura (Rubin *et al.*, 1993; Consejería Agricultura y pesca. Junta Andalucía 2001).

Este estudio se dirige a incrementar el conocimiento existente sobre la distribución de los delfines mulares en el área de estudio y su relación con las variables ecológicas que se conocen como más relevantes, así como el análisis de la selección de hábitat por parte de los delfines en función de las distintas actividades a realizar (reproducción, alimentación, ...). Los objetivos de este capítulo son:

- Identificar las relaciones entre variables descriptivas del hábitat y la probabilidad de encuentro con delfines, y utilizar esas relaciones para predecir un rango de distribución potencial de la especie en el área de estudio.
- Analizar el rango de distribución encontrado y explorar la utilización de diferentes áreas para diferentes actividades.

3.2.- MATERIAL Y MÉTODOS

Con el objetivo de describir la distribución de delfines mulares en el área de estudio se construyó un modelo de selección de hábitat. En el modelo se relaciona la presencia o ausencia de delfines, y su abundancia relativa en áreas muestreadas con variables ambientales medidas en esa área para después inferir la situación posible en áreas no muestreadas, o muestreadas con baja intensidad.

El área de estudio se dividió en 2571 cuadrículas de 2 minutos de latitud por 2 minutos de longitud, (Ver mapa 3.1). Cada una de ellas se caracterizó en función de variables geográficas (latitud y longitud, distancia a la línea de costa, distancia a la isobata de 200 metros de profundidad, y distancia a la isobata de 1000 metros de profundidad), fisiográficas (profundidad, pendiente del fondo marino), oceanográficas (temperatura superficial del mar) y en función de su situación en planicies, cañones, montañas o escarpes submarinos. Estas variables serán los predictores del modelo. La variable respuesta será la presencia o ausencia de delfines en cada una de las cuadrículas definidas como unidad de observación.

3.2.1.- Datos de campo relativos a delfines mulares

Los datos relativos a la presencia y densidad de delfines mulares se obtuvieron durante las campañas realizadas en el año 1992 y desde el año 1995 hasta el año 2005 (excluyendo los años 1993 y 1994). Desde 1992 hasta 1999 se ha muestreado el área comprendida entre Cabo de Palos y Cabo Sacratif. Desde el año 2000 el área de estudio se extiende desde Cabo de Palos hasta el Estrecho de Gibraltar. Las campañas de trabajo en el mar se realizaron durante los meses de junio, julio, agosto y septiembre de cada año (excepto septiembre de 2002) y enero, marzo y noviembre de los últimos cuatro años para intentar cubrir todas las estaciones y aprovechar en su totalidad el periodo de buen tiempo. Durante julio, agosto y septiembre se realizaron entre 18 y 22 transectos y en enero, marzo, junio y noviembre entre 6 y 11 transectos por mes. La autora de esta memoria participó activamente en la toma de datos en el periodo transcurrido entre 1999 y 2005 (ambos inclusive) y el resto de los datos fueron tomados por el resto del equipo de investigación de Alnitak. Todos han sido amablemente cedidos por la organización Alnitak para la realización de este trabajo.

Los transectos se realizaron a bordo de la embarcación Toftevaag, propiedad de la ONG Alnitak (Marine Environment Research and Education Centre). Estos transectos se dibujaban de puerto a puerto hacia mar adentro y de vuelta de forma lo más perpendicular posible a las isobatas. Dichos transectos se prolongaban entre 8 y 14 horas y cubrían de 30 a 50 millas náuticas a una velocidad constante de 5 nudos. Las singladuras se iniciaban al amanecer y se mantenían hasta el anochecer y siempre que las condiciones de la mar lo permitiesen.

Durante los transectos, se realizaban continuas guardias de búsqueda cubriendo los 180° del horizonte frente al barco mediante rastreos a simple vista y con prismáticos (7x50 aumentos) alternativamente, en tres puestos de vigilancia; dos situados en cubierta a 2,5 metros sobre el nivel del mar, (un vigía a estribor y otro a babor), y uno situado en la cofa del palo mayor a 12 metros por encima del nivel del mar. Para minimizar la variabilidad debida a los distintos observadores en el esfuerzo de búsqueda, solo observadores entrenados ocuparon el puesto de vigilancia situado en el mástil, desde el que se realizaron la mayoría (97,9%) de los

avistamientos. Para evitar problemas derivados de la fatiga del observador las guardias duraban 60 minutos y tras una guardia se descansaba un periodo de tiempo no inferior a otros 60 minutos.

Existen diversos factores que condicionan la probabilidad de encontrar delfines durante la navegación, entre ellos el estado de la mar y la presencia o no de observador entrenado en la cofa del mástil, de modo que el esfuerzo de búsqueda está estratificado en función de estas dos variables. El esfuerzo se suspendía con estados de la mar igual o superiores a 3 en la escala Douglas (el estado de la mar 3 en esta escala corresponde a marejada) y no existía observador en el mástil cuando la ola de mar de fondo tenía una altura superior a 1,5 metros, ya que se considera que en esas condiciones la probabilidad de encontrar delfines es muy baja. Combinando estos dos factores se definieron dos categorías de esfuerzo de búsqueda:

- 1 = Adecuadas. (Estado de mar igual a 1 en la escala Douglas, (calma) y observador entrenado en el puesto de vigía del palo mayor)
- 0 = Inadecuadas (Estado de la mar superior a 1 en la escala Douglas y/o sin observador experimentado en el puesto de vigía del palo mayor).

Durante la realización de los transectos, cada 20 minutos y con cada cambio de rumbo, actividad o tipo de esfuerzo se anotaban los datos relativos a la navegación como la posición del barco (Latitud y Longitud), el estado de la mar, y la fuerza del viento. Desde el año 1995 se navegó con el programa informático LOGGER proporcionado por IFAW (International Foundation for Animal Welfare) que recoge la posición del barco a partir de un GPS, y la dibuja en una carta marina digital cada 60 segundos.

En cuanto se avistaba un grupo de cetáceos se suspendía el esfuerzo de búsqueda y comenzaba la toma de datos relativos al avistamiento. Un avistamiento, siguiendo los protocolos de avistamiento de la Sociedad Española de Cetáceos, se define como un grupo de animales de la misma especie vistos al mismo tiempo, en el que todos los individuos muestran comportamiento similar y están a menos de 1500 metros de distancia entre sí (SEC, 1999). Entre los datos que se recogían en el momento del primer avistamiento figuran la fecha, hora y posición del barco y distancia y ángulo de los animales con respecto a la proa del barco, hora y posición del barco en el momento del contacto con los animales (se define el contacto cuando el grupo de animales se encuentra a menos de 50 metros del barco) y hora y posición al final del avistamiento. Otros datos de interés que se toman durante los avistamientos incluyen el tamaño del grupo, el número de ejemplares adultos, juveniles y crías que lo componen, el comportamiento (clasificado en 5 categorías: viajando, socializando, alimentándose o buscando comida, descansando y remoloneando), la reacción frente al barco, y otros datos relativos a la estructura social y comportamiento. En los casos en los que contar exactamente el número de

individuos era muy difícil o imposible se estima el número mínimo y máximo de animales. (Ver anexo I Formulario de avistamientos)

3.2.2.- Datos ambientales de la zona de estudio

Los datos de las variables predictivas que se utilizaron en los modelos se elaboraron a partir de la cartografía existente y de imágenes de satélite.

Los estudios previos que identifican variables ambientales que son relevantes para la distribución de los delfines, la experiencia previa y la cartografía disponible determinaron las variables a incluir en cada modelo. Para el modelo de delfines se incluyeron 9 variables; longitud, profundidad, pendiente, diferencia de temperatura existente entre la cuadrícula y la media general de toda la zona de estudio (SSTDIF), la desviación estándar de las temperaturas medias semanales a lo largo de todo un año (SSTSD), distancia a la línea de costa, distancia a la isobata de 200 metros, distancia a la isobata de 1000 metros, y fisiografía del fondo. La Latitud no se incluyó en el modelo ya que la línea de costa y la isobatas discurren en dirección Este – Oeste (E –O) de forma paralela a los paralelos planetarios por lo que la latitud y la profundidad están correlacionadas.

- Longitud: La posición geográfica medida como latitud y longitud es un factor ecológico indirecto, que en el área de Alborán, por ejemplo mide la proximidad al Estrecho de Gibraltar y al Atlántico. Se midió la longitud en la posición central de cada una de las 2571 cuadrículas. Se obtuvo a partir de las cartas número 46A, 45A y 45B del Instituto Hidrográfico de la Marina española y de la carta número 6088 del Servicio Hidrográfico de la Marina francesa, y de sus versiones digitalizadas, y fueron posteriormente tratadas con el Sistema de Información Geográfica “ArcView”® de ESRI (Environmental System Research Institute. INC).
- Profundidad. Se consideró la profundidad media de la cuadrícula en metros, y se obtuvo de las mismas cartas náuticas de las que se obtuvieron latitud y longitud, y fue del mismo modo tratada con “Arc View”. En el mapa 3.2 se presenta la profundidad media de cada cuadrícula en toda el área de estudio.
- Pendiente. La pendiente se calculó como el desnivel máximo en la cuadrícula en metros de desnivel por Km. Esta variable se calculó a partir de los datos de profundidad y distancia a partir de las mismas cartas náuticas. En el mapa 3.3 aparece la pendiente de cada una de las cuadrículas.

- Temperatura superficial del mar (SSTSD y SSTDIF). La temperatura superficial del mar en grados centígrados se obtuvo de imágenes de satélite cedidas por el CREPAD (Centro de Recepción, Proceso, Archivo y Distribución de Datos de Observación de la Tierra) del Instituto Nacional de Técnicas Aeroespaciales (INTA), estas imágenes obtenidas por el sensor AV del satélite NOAA tienen una resolución de píxel igual a 2 Km^2 y tuvieron que ser procesadas a continuación con “Arc View” para calcular la temperatura en cada una de las cuadrículas en las que se dividió el área de estudio. Se utilizaron 2 variables relacionadas con la temperatura superficial del mar; la diferencia de temperatura existente entre la cuadrícula y la media general de toda la zona de estudio, SSTDIF, (de modo que obtenemos una variable que indica zonas generalmente más cálidas y zonas generalmente más frías), y la desviación estándar de las temperaturas medias semanales a lo largo de todo un año, SSTSD, (lo que se traduce en una medida de la variabilidad anual de la temperatura superficial del mar). No se utilizó el valor de temperatura absoluto pensando en las diferencias que pudiesen existir entre años, de modo que se prefirió trabajar sólo con las variables antes mencionadas que dan idea de tendencias generales. Sólo se pudo disponer de imágenes de satélite de temperatura superficial del mar desde el año 1999 hasta el 2002 (inclusive), se decidió tomar el año 2000 como modelo para todos los cálculos. La inspección visual de las 208 imágenes (una por semana para cada año) no reveló diferencias importantes entre imágenes correspondientes a la misma semana en cada uno de los 4 años, reconociéndose en cada una de las imágenes el patrón general descrito en la literatura para cada estación. Los mapas 3.4 y 3.5 presentan ambas variables en la zona de estudio.
- Distancia a la costa. Medida desde el centro de cada cuadrícula hasta el punto de costa más cercano en línea recta. Se obtuvo a partir de los tratamientos digitalizados de las cartas náuticas antes mencionadas
- Distancia a la isobata de 200 metros y distancia a la isobata de 1000 metros. Medidas desde el centro de cada cuadrícula hasta el punto más cercano en las isobatas de los 200 metros y 1000 metros en cada caso.
- Fisiografía del fondo. Se obtuvo a partir de los datos en las cartas náuticas utilizadas y mencionadas antes. Es la única variable no continua y se codificó en cuatro categorías, (1) cañones submarinos, (2) montañas submarinas, (3) escarpes, y (4) planicies.

3.2.3.- Modelización

Para la construcción de los modelos de selección de hábitat de delfines se utilizaron los programas estadísticos “Statistica” y la librería mgcv para R (StatSoft, Inc. 2004; Wood, 2004).

Se decidió trabajar con modelos aditivos (GAM) por la versatilidad que presentan, ya que permiten la inclusión de variables predictivas continuas y discretas y además son eficaces detectando patrones de relación no lineales entre la variable respuesta y las variables predictivas (Wood, 2004). Como primer paso se construyó un modelo de ocurrencia que permitiese la predicción de probabilidades de avistamiento en cada cuadrícula. Sin embargo los modelos de ocurrencia dejan fuera de consideración el tamaño del grupo avistado, de modo que en este modelo tiene el mismo peso un avistamiento de un solo individuo que el avistamiento de un grupo de animales más numeroso. El número mínimo de individuos avistados por cuadrícula fue 1 y el número máximo fue 180. Este rango tan amplio impidió la utilización del tamaño de grupo como variable respuesta en un modelo GAM con ajuste a una distribución de Poisson a causa de la sobredispersión existente. Para incluir en el trabajo el factor del tamaño de grupo se decidió construir un nuevo modelo en el que se una vez detectada la presencia de delfines en el que se modelizase su abundancia.

Para delfines mulares se construyeron 4 modelos, uno de ocurrencia que permitiese la predicción de probabilidades de avistamiento en cada cuadrícula, un segundo modelo de abundancia dada ocurrencia y dos modelos atendiendo a variables intrínsecas de la población (presencia o ausencia de crías y juveniles y distintos comportamientos).

En general en todos los modelos realizados en el trabajo se asume que:

- La especie fue identificada correctamente en todos los avistamientos (para observadores experimentados es muy difícil de confundir con cualquier otra especie de delfín presente en el área de estudio a causa de sus características morfológicas).
- No existió sesgo en la estima del tamaño de grupo (al menos dos observadores experimentados realizaron estima del tamaño de grupo y la cifra final fue adoptada por consenso).
- Todas las unidades de muestreo (pasadas por cuadrícula) tienen la misma probabilidad de avistar delfines si los animales están presentes.
- Se comprobó empíricamente que la longitud de cada pasada no esta correlacionada con ninguna de las variables predictivas utilizadas en los modelos.
- Los factores que afectan a la detectabilidad de los delfines no están correlacionados con ninguna de las variables predictivas utilizadas en los modelos.
- La distribución de las variables que caracterizan los diferentes lugares o hábitats no cambian durante el período de estudio.

- Los lugares disponibles fueron correctamente clasificados como usados o no usados.
- Las variables utilizadas como predictores fueron correctamente medidas.

3.2.3.1. Modelos de ocurrencia.

El modelo se construyó con todos los datos disponibles (de los años 1995 a 2005). El esfuerzo de búsqueda no fue homogéneo en toda la zona de modo que en algunas cuadrículas la intensidad de muestreo es mucho mayor que en otras, por ejemplo, en las cuadrículas cercanas a la costa se navegó más millas que en las alejadas, y entre las cercanas a costa, las próximas a puertos fueron muestreadas más que las alejadas de los puntos de partida de los transectos, de modo que la variabilidad en el número de millas navegadas en cada una de las cuadrículas es muy alta. Del mismo modo, asignar a las cuadrículas simplemente presencia o ausencia de delfines deja fuera de consideración el hecho de que en algunas se han avistado delfines en muchas ocasiones. Para recoger esta variabilidad se consideran observaciones independientes cada una de las “pasadas” por cada una de las cuadrículas. Los transectos en cada campaña de 12 días se diseñan, en la medida de lo posible, evitando visitar cada cuadrícula más de una vez.

Al ser la variable respuesta una proporción con gran cantidad de valores igual a cero se construyeron los modelos utilizando el ajuste a una distribución binomial. Los grados de libertad estimados se limitaron a 4 para todas las variables excepto para la longitud, para evitar el sobreajuste del modelo a los datos. Para seleccionar las variables incluidas en el modelo se utilizaron los criterios más habituales de significación estadística (se escogieron las variables con valores de probabilidad menores de 0.05). También se realizó una exploración de los residuos del modelo.

En general, el método más lógico para decidir qué términos deben incluirse en el modelo es comparar los valores GCV/UBRE (Validación cruzada generalizada/Estimador de riesgo no sesgado) de los modelos con y sin el término en cuestión. Cuando el método de selección de los términos de suavizado es UBRE (cómo en el caso de la librería *mgcv* en R usada en este trabajo), la selección del modelo por el valor de UBRE dará el mismo resultado que el Akaike Information Criterion (AIC, en este caso el AIC usa los grados de libertad estimados (EDF) y no los grados de libertad (DF) cómo es habitual) (Crawley, 2007). Para la selección de los modelos adecuados se utilizó por tanto el AIC que pondera entre el ajuste del modelo y su complejidad. Se seleccionaron aquellos modelos con AIC menor, se considera que una diferencia superior a dos unidades en el AIC supone una mejora (o empeoramiento si el AIC aumenta) significativa del modelo (Burnham y Anderson, 2002; Crawley, 2007). Por lo tanto se

escogieron los modelos con menor AIC y cuando existieron varios modelos con diferencias de AIC inferiores a dos unidades, se escogieron aquellos más parsimoniosos.

La devianza presenta una distribución asintótica χ^2 , de modo que es posible comprobar el ajuste del modelo a los datos mediante una prueba χ^2 (Crawley, 2007). El test clásico se construye comprobando si la devianza residual del modelo es inferior a lo que cabría esperar con sus grados de libertad. La hipótesis nula es que el modelo se ajusta a los datos; de modo que valores de probabilidad altos indican ajuste y valores bajos indican desajuste.

Para evaluar el modelo se realizaron las pertinentes pruebas de calibración, comparando valores observados y valores predichos por el modelo para todo el conjunto de datos y calculando el coeficiente de correlación de Spearman entre ambas series de valores.

También se efectuó un análisis de validación cruzada, se construyeron 4 modelos cada uno de ellos con el 75% de los datos escogidos al azar (con las mismas variables predictivas que el modelo con todos los datos), y en cada ocasión se predijo el valor de la variable respuesta para el 25% de los datos restantes. El siguiente paso fue obtener los coeficientes de correlación de Spearman entre valores observados y predichos en cada uno de los cuatro casos, y calcular la media, que sirve de indicativo de la capacidad de evaluación del modelo. Para comprobar si el modelo predice mejor las presencias o las ausencias, los coeficientes de correlación también se calcularon únicamente para aquellas cuadrículas con presencia segura de delfines (es decir, con valor de la variable respuesta distinto de cero).

Después de la validación, el modelo construido con todos los datos se utilizó para predecir la probabilidad de encuentro de delfines en todas las cuadrículas del área de estudio, y finalmente se llevó a un entorno SIG (Sistema de Información Geográfica).

3.2.3.2. Modelos de abundancia relativa.

La abundancia de delfines también se modelizó mediante regresión lineal, utilizando como variable respuesta el tamaño de grupo, y como variables predictivas las mismas que en el caso de la ocurrencia. Los modelos finales se seleccionaron mediante un test de la F de Fisher considerando el valor de la absorción de la varianza (R^2) y el principio de parsimonia y se realizó igualmente el pertinente análisis de los residuos (Zar, 1996). Estos modelos se utilizaron en la predicción del número delfines en cada cuadrícula, muestreada o no, del área de estudio.

Al final del proceso para cada una de las áreas tenemos dos modelos, uno que predice la probabilidad de encontrar delfines en cada una de las cuadrículas y otro que predice el número

de delfines en cada cuadrícula. Para conseguir la predicción final se combinaron esas dos predicciones de forma que se obtuvo un mapa en el que aparecen las áreas preferidas por los delfines considerando además la densidad relativa de animales.

3.2.3.3. Modelos según variables intrínsecas.

En estos modelos se trabaja únicamente con el conjunto de datos correspondientes a presencias, es decir, con aquellas cuadrículas en las que se ha visto delfines al menos una vez.

3.2.3.3.1 Presencia de crías y/ o juveniles

Cómo primer paso para investigar la relación entre la presencia o ausencia de crías y/o juveniles y las distintas variables ambientales se procedió a una exploración visual de los datos.

El siguiente paso fue la construcción de un modelo de regresión logit con los mismos predictores ambientales de los 2 modelos anteriores y en el que la variable respuesta tomaba dos valores:

- 0 = Ausencia de crías y/o juveniles en el avistamiento
- 1 = Presencia de crías y/o juveniles en el avistamiento

3.2.3.3.2 Categorías de comportamiento

Para comprobar si los delfines seleccionan lugares diferentes para realizar actividades diferentes se exploró la relación entre las variables predictoras y las distintas categorías de comportamiento definidas para los animales. Las cuatro clases de comportamiento seleccionadas son: Alimentándose o buscando alimento; viajando; socializando; y “remoloneando”; que se definen según lo expuesto en los protocolos de avistamiento de la Sociedad Española de Cetáceos (SEC 1999):

a) Alimentándose o buscando alimento. Observaciones directas de alimentación, en la cercanía de presas, con largas inmersiones sincronizadas, rápidos desplazamientos en zigzag, persecución de peces en superficie, etc.

b) Viajando. Se han unificado las categorías natación rápida, natación media y natación lenta. Se desplazan con rumbo fijo a velocidad constante.

c) Socializando. Se observan gran cantidad de juegos e interacciones entre los individuos.

d) Remoloneando. Se mueven a velocidades medias o lentas, sin dirección concreta y sin ninguna sincronidad.

Siguiendo la misma metodología que en el modelo de ocurrencia, se modelizó cada comportamiento por separado. Dada la presencia de delfines, se calculó la probabilidad de encontrarlos desplegando el comportamiento de interés. Esta probabilidad se utilizó como variable respuesta en el modelo, de nuevo a causa del gran número de ceros se utilizó la familia binomial. El mejor de los modelos encontrados se utilizó para predecir la probabilidad de encuentro de un determinado comportamiento en el área de estudio. Este resultado se cruzó con la probabilidad general de encontrar delfines de modo que el resultado final del proceso muestra los lugares que los delfines utilizan para cada uno de los comportamientos diferentes.

El tamaño muestral tan bajo en la categoría “socializando” ($n = 23$) dificultaba el proceso de modelización; de modo que se añadieron a la categoría de comportamiento más parecida “remoloneando” ($n = 58$).

En ninguno de los casos se reservaron datos para validar el modelo a causa del pequeño tamaño muestral.

3.3.- RESULTADOS

La variabilidad en el número de millas navegadas en cada una de las cuadrículas es muy alta y oscila entre 0.2 y 185.1 millas náuticas. El número total de pasadas en los 11 años de proyecto es igual a 12244. En los 11 años de proyecto se hicieron 251 avistamientos de delfines mulares.

El tipo de esfuerzo de búsqueda fue significativo en el primer modelo construido ($p = 0.00582$), de modo que para el resto de modelos sólo se consideraron los datos obtenidos en condiciones de esfuerzo de búsqueda tipo 1. En total se utilizaron datos relativos a 6439 pasadas y 159 avistamientos de delfines.

3.3.1.- Resultados del modelo de ocurrencia

Los resultados del modelo ajustado con los datos de los años 1995 a 2005 se muestran a continuación.

El mejor de los modelos construidos es el que tiene como predictores las variables “profundidad”, “longitud”, y la distancia a la isobata de los 200 metros todas ellas significativas. En la tabla 3.1 se presentan la probabilidad asociada al estadístico utilizado, nivel de significación y coeficiente del término paramétrico del modelo. En la tabla 3.2 se presentan los valores correspondientes a los términos de suavizado de los predictores incluidos en el modelo.

Tabla 3.1. Resultados relativos al término paramétrico del modelo seleccionado.

	Coeficiente	Error Est	Valor z	Pr(> z)
Intercepto	-4.6974	0.1987	-23.64	<0.0001

Tabla 3.2. Resultados relativos a los términos de suavizado del modelo seleccionado. El término *edf* se refiere a los grados de libertad estimados.

	edf	Chi.sq	p
s(dist200)	2.837	19.47	0.0003
s(profundidad)	2.692	39.64	< 0.0011
s(longitud)	8.752	89.97	< 0.0011

El valor de R^2 ajustada es igual a 0.48 y la devianza explicada es el 27.5%. El resultado del test de la devianza mediante χ^2 es igual a 1 y se considera que el modelo se ajusta a los datos

La figura 3.1 presenta los valores de los residuos del modelo frente a los valores ajustados, y los valores ajustados por el modelo frente a los valores observados en la variable respuesta.

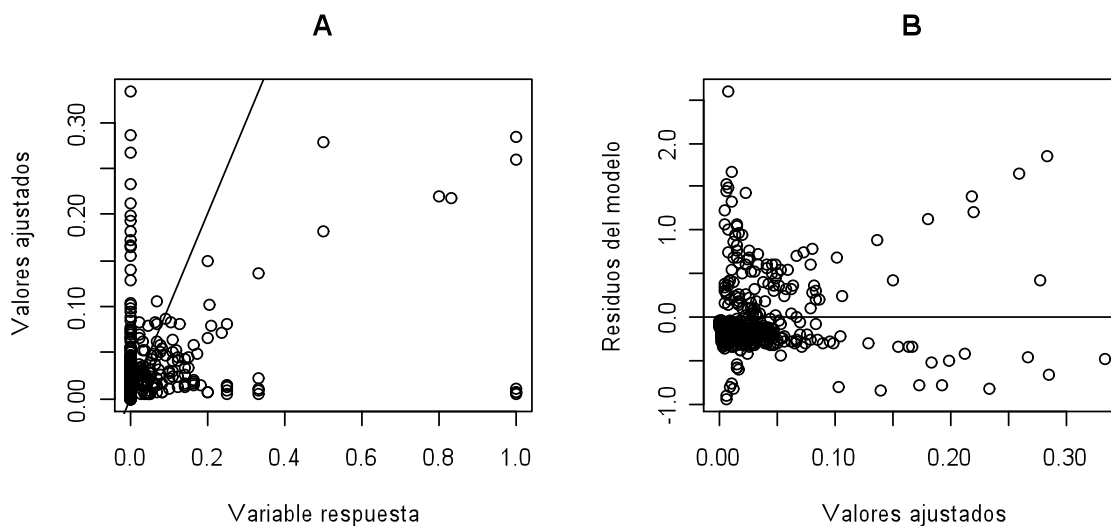


Figura 3.1.—Gráfico de valores ajustados por el modelo (en el eje Y) frente a los valores observados (en el eje X) (A); y residuos del modelo (en el eje Y) frente a los valores ajustados (en el eje X) (B)

La figura 3.2 (A, B, y C) representa los residuos del modelo a lo largo de cada una de las variables predictoras seleccionadas. Para facilitar la interpretación cada variable predictora se ha dividido en 10 rangos iguales y los residuos se muestran en diagramas de cajas.

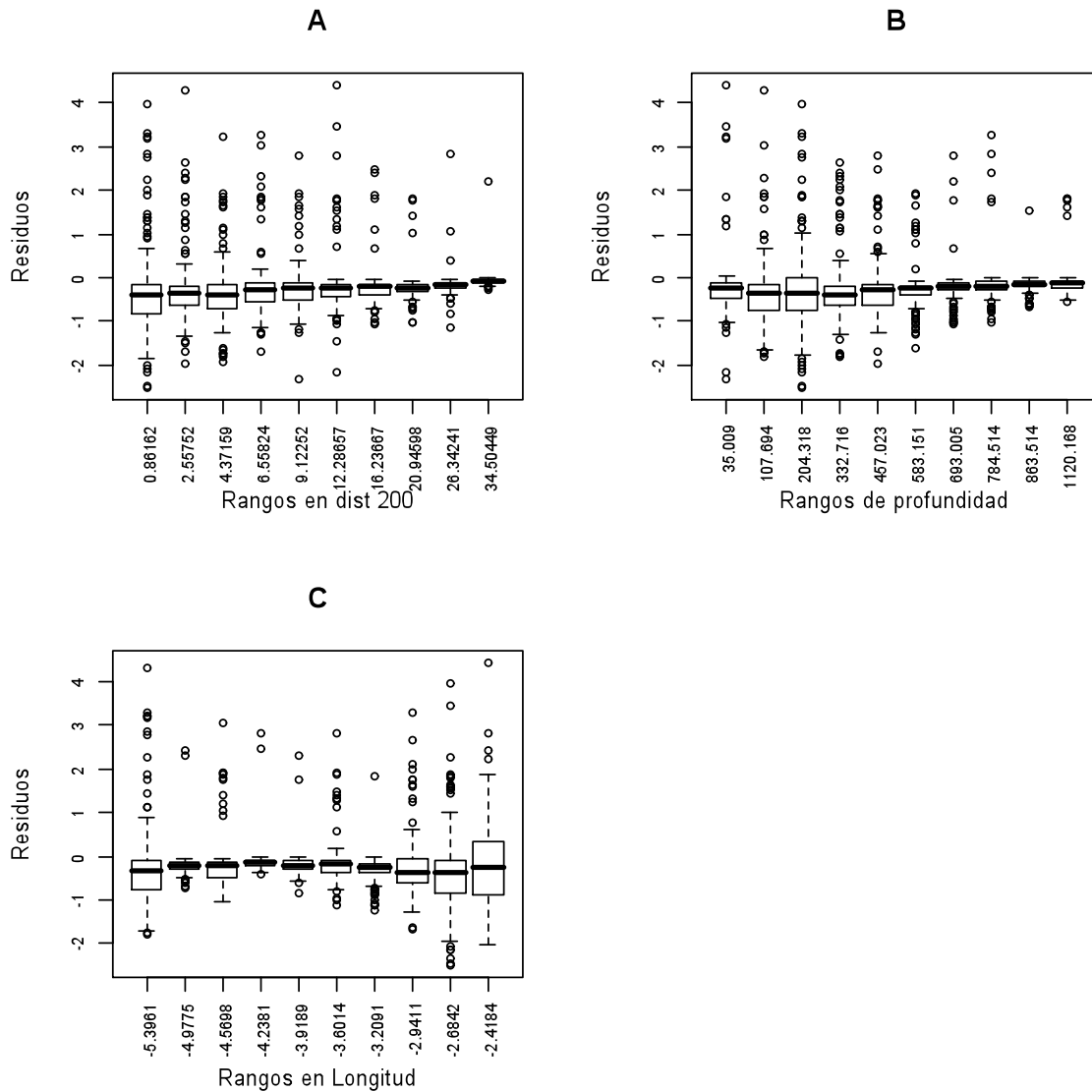


Figura 3.2.-Gráficos de residuos del modelo a lo largo de cada una de las variables predictoras incluidas: distancia a la isobata de 200m (A), profundidad (B), y longitud (C).

La figura 3.3 (A, B, y C) presenta los gráficos de efectos parciales del modelo para cada una de las variables predictoras incluidas.

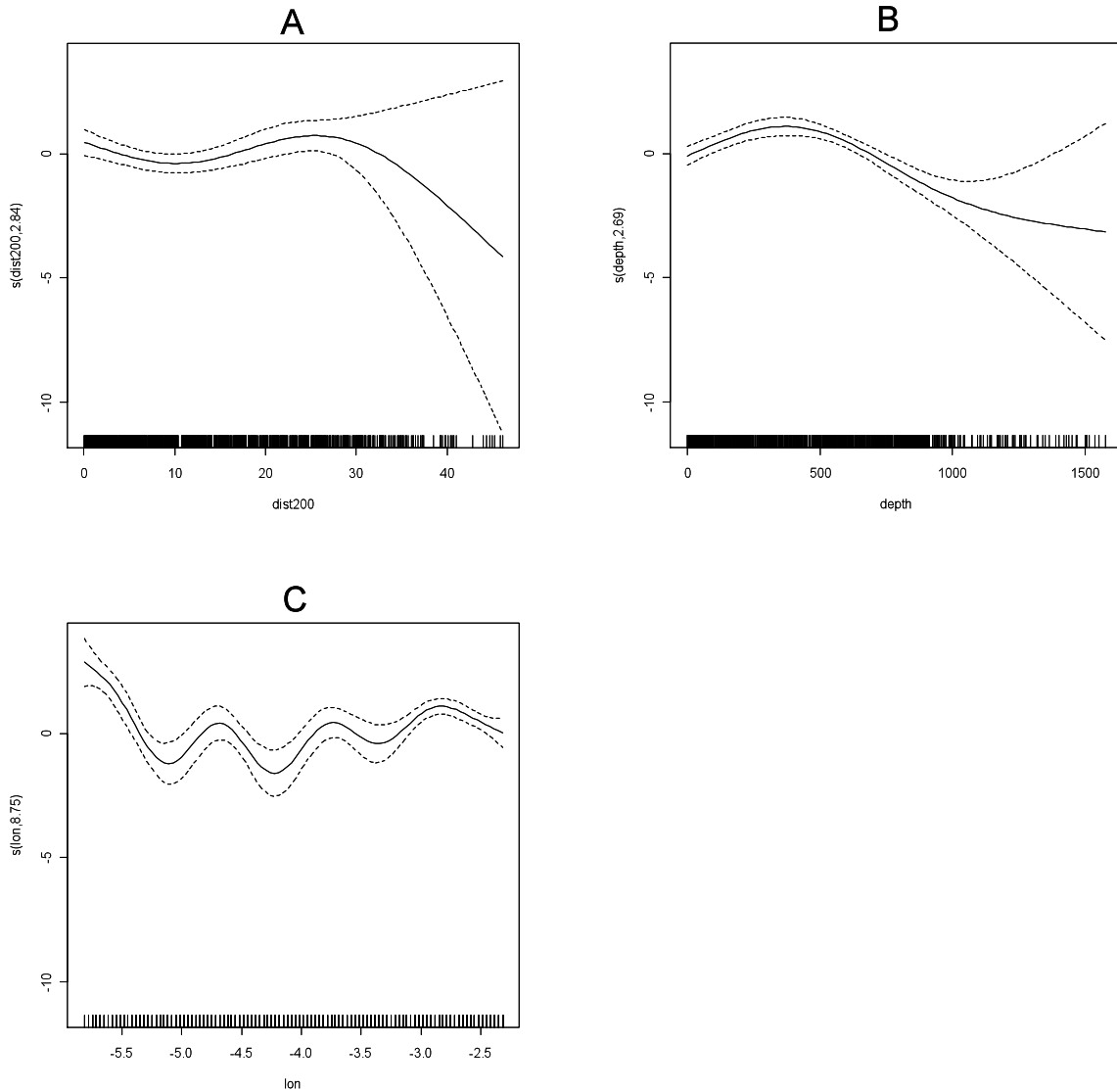


Figura 3.3.-Gráficos de efectos parciales de las variable predictoras incluidas en el modelo: distancia a la isobata de los 200 m (A), profundidad (B), y longitud (C).

La figura 3.4 representa los residuos de Pearson del modelo en sus coordenadas geográficas correspondientes. Si se examinan con detenimiento los datos, se observa que los residuos negativos son algo mayores en los lugares donde se han encontrado más grupos de animales. Pprobablemente se trate de un efecto debido al limitado esfuerzo de búsqueda. Los animales no están presentes en todos los lugares adecuados en todo momento, sin embargo se encontrarían animales en esos lugares si se muestreasen con mayor intensidad.

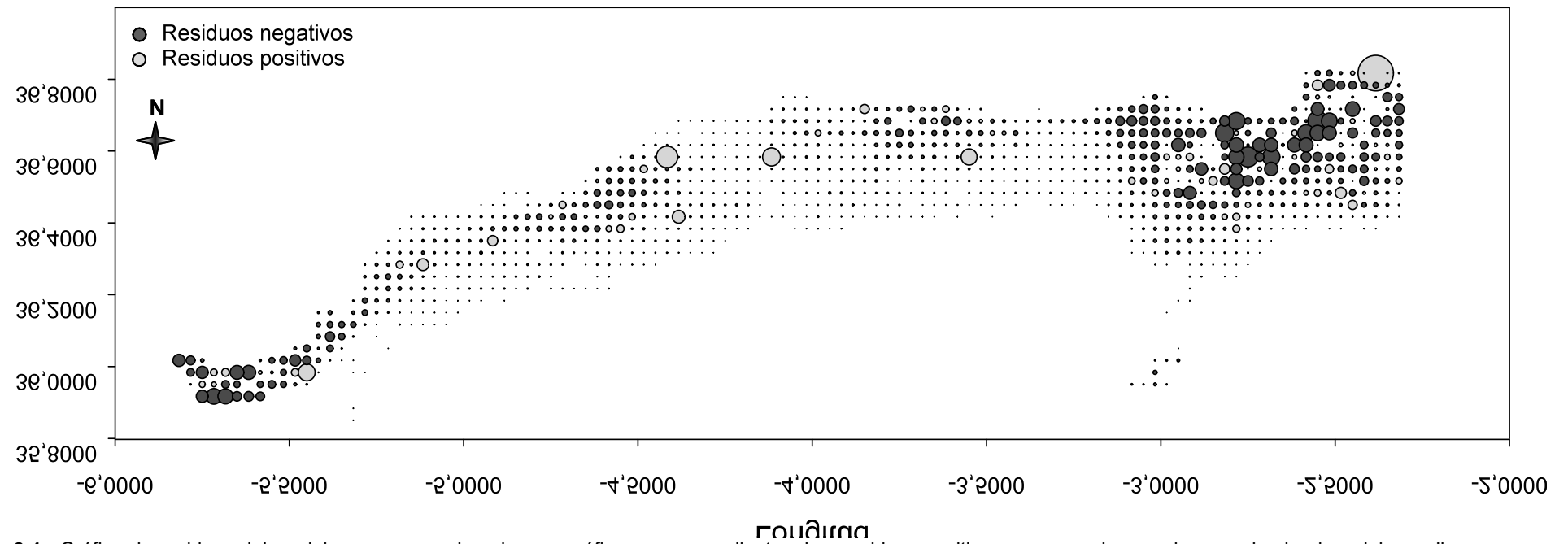


Figura 3.4.- Gráfico de residuos del modelo en sus coordenadas geográficas correspondientes. Los residuos positivos corresponden con lugares donde el modelo predice menor probabilidad de encuentro de la observada. Los residuos negativos corresponden a lugares donde el modelo predice mayor probabilidad de encuentro de la observada.

La media de los coeficientes de correlación de Spearman entre valores observados y predichos por cada uno de los 4 modelos construidos en la validación cruzada es igual a 0.27. Si la correlación se hace utilizando sólo las cuadrículas con presencia segura de delfines (es decir, aquellas con valor observado distinto de cero) la media de los coeficientes de correlación es igual a 0,46. Es decir, el modelo predice probabilidades más o menos altas de encontrar delfines en áreas donde no se han visto nunca.

La figura 3.5 muestra el gráfico de calibración de modelo para cada una de las variables incluidas.

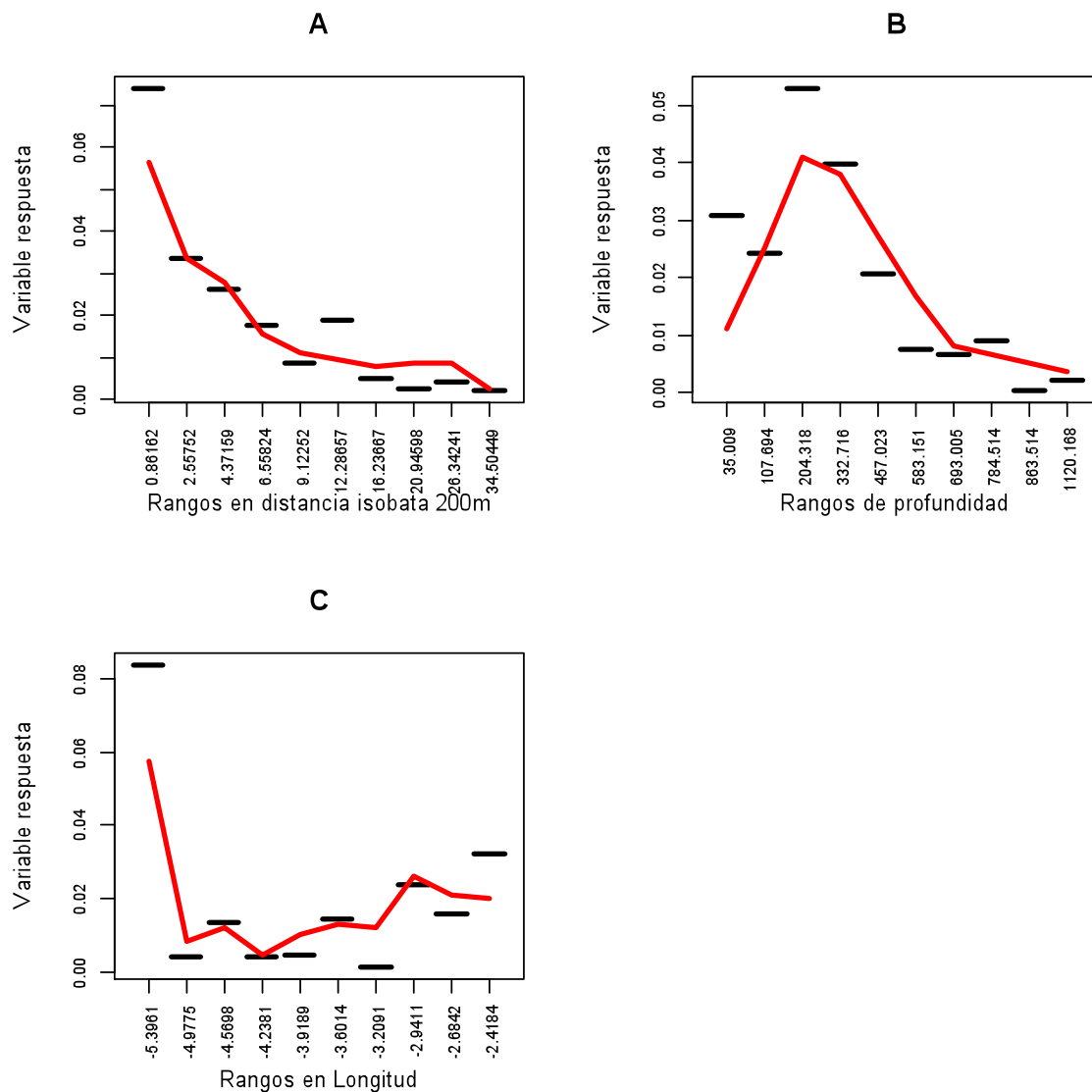


Figura 3.5.-Gráficos de calibración de las variable predictoras incluidas en el modelo: distancia a la isobata de 200m (A), profundidad (B), y longitud (C). Las líneas negras son los valores medios observados en cada rango de las variables predictoras, y la línea roja es la predicción del modelo para el mismo conjunto de datos. Cuanto más cerca esté la línea roja de cada línea negra mejor será la calibración del modelo.

El resultado de los procesos de evaluación para medir la significación estadística del modelo son aceptables de modo que teniendo en cuenta los problemas derivados de la incertidumbre del modelo y de la falta de cartografía e información que pudiese ser relevante en el trabajo, se consideró este modelo como el más apropiado, de entre los disponibles, para describir la distribución de delfines mulares en el mar de Alborán. Así, se utilizó para predecir la probabilidad de encontrar delfines en las cuadrículas no muestreadas del área de estudio. El mapa 3.6 (en el Anexo V) muestra la predicción del modelo.

3.3.2.- Resultados del modelo de abundancia relativa

El mejor modelo de abundancia relativa de delfines en el mar de Alborán incluye la profundidad y la distancia a la isobata de los 200 metros como predictores significativos. Es significativo con un valor de F igual a 8.388 ($p = 0.00029$). Los coeficientes de cada término se muestran en la tabla 3.3.

Tabla 3.3.- Resultados del modelo de abundancia relativa de delfines mulares

Variable	Coeficiente	Error estándar	Valor t	p
Intercepto	2.564219	0.138002	18.581	< 2e-16
Profundidad	0.001302	0.000404	3.223	0.001440
Distancia 200	-0.053894	0.014847	-3.630	0.000345

El modelo recoge muy poca variabilidad de la variable respuesta, (el valor de la R^2 ajustada es igual a 0.0562).

Los resultados indican que los delfines mulares aparecen en grupos mayores en aguas de profundidades cercanas a los 200 metros. El coeficiente positivo de la variable profundidad revela que los tamaños de grupo son mayores en el lado más profundo de la isobata que en el lado de menor profundidad.

La figura 3.6 presenta los valores de los residuos del modelo frente a los valores ajustados, y la figura 3.7 presenta los valores ajustados por el modelo frente a los valores observados en la variable respuesta.

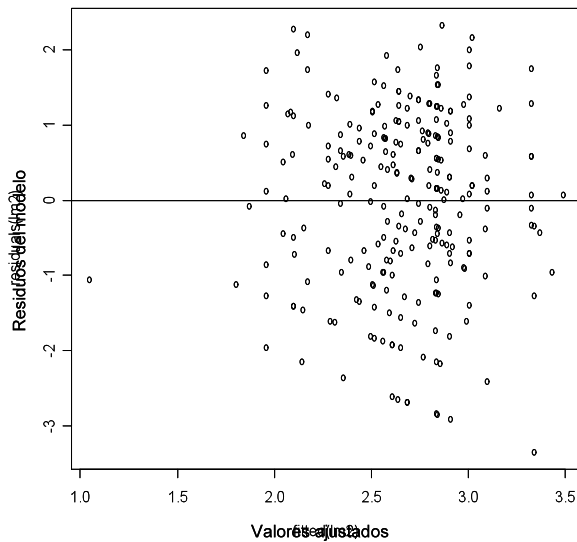


Figura 3.6. Valores ajustados frente a los residuos del modelo.

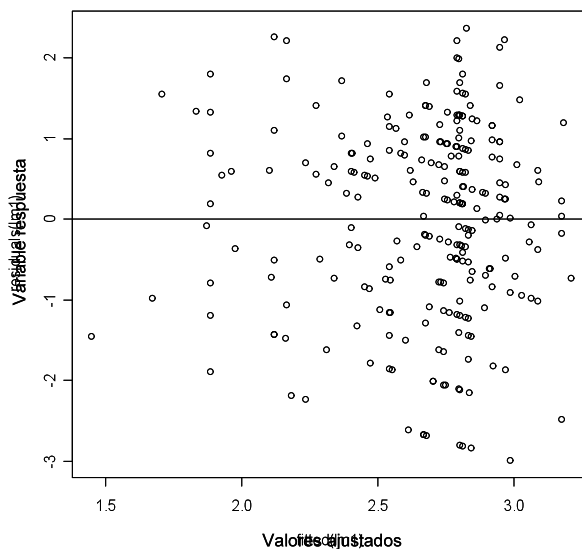


Figura 3.7. Valores ajustados por el modelo frente a valores observados.

Aunque el modelo explica poca variabilidad, y los residuos no son los ideales, es la mejor aproximación posible con los datos y predictores disponibles, de modo que se utilizó para predecir el tamaño de grupo por cuadrícula. El resultado de la predicción se muestra en el mapa 3.7 en el Anexo V.

El mapa final que refleja el uso de hábitat de los delfines en la zona de Alborán se obtuvo multiplicando los valores de predicción de ocurrencia por los valores de predicción de abundancia para cada cuadrícula. (Ver mapa 3.8 en el Anexo V)

3.3.3.- Resultados de los modelos según variables intrínsecas

3.3.3.1.- Presencia de crías y/ o juveniles

La exploración visual de los datos (Figura 3.8) no indica relación aparente entre la presencia de crías y/o juveniles en un grupo de delfines y ninguna de las variables ambientales medidas en el área de estudio. La única variable aparentemente relacionada es el tamaño de grupo, de modo que hay más probabilidad de encontrar crías en grupos más grandes. El resto de variables ambientales medidas no parecen relacionadas con la presencia o ausencia de las crías. Se intentó modelizar la presencia o ausencia de crías con GAM en busca de relaciones no lineales pero ninguna variable resultó significativa.

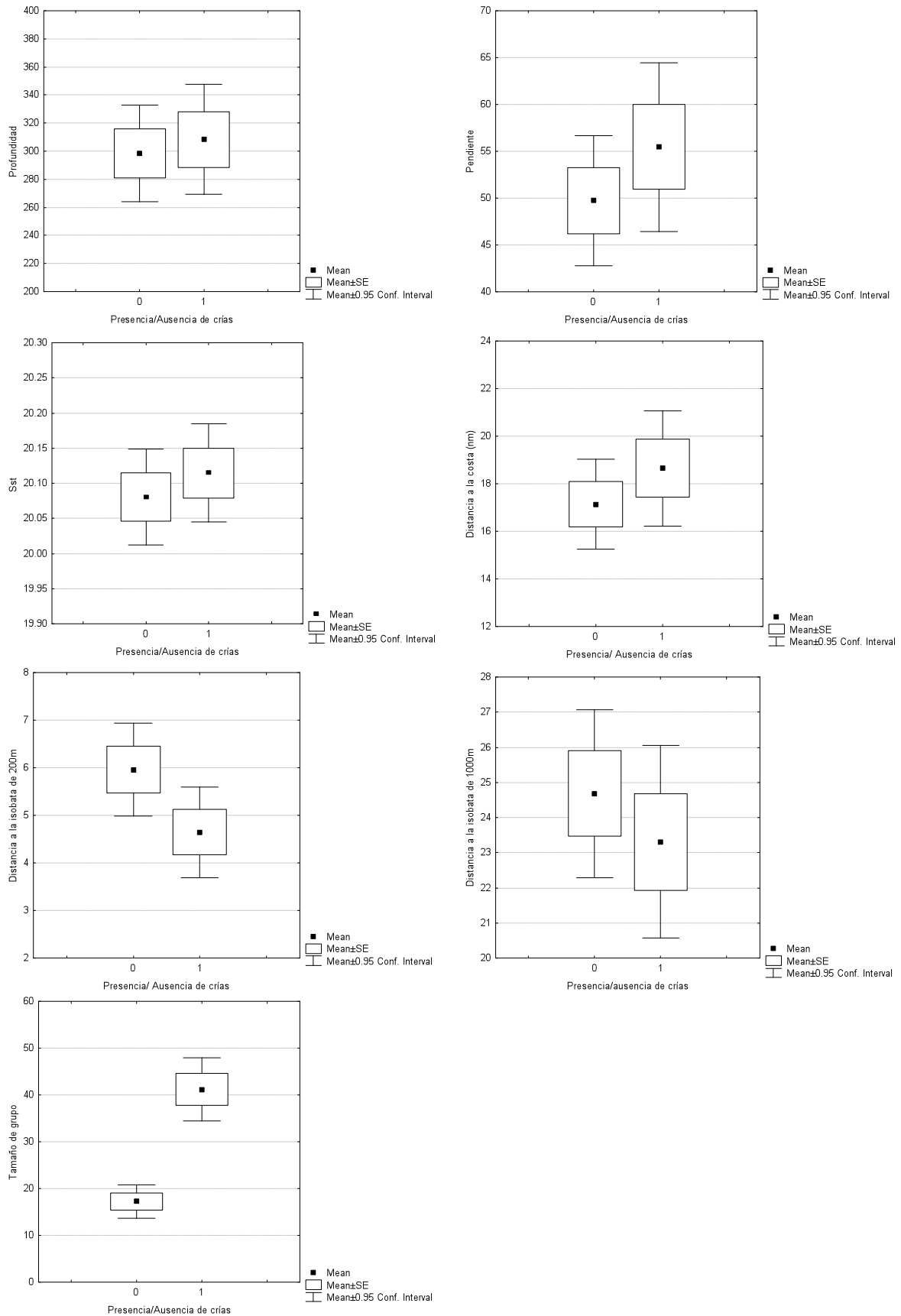


Figura 3.8. Diagramas de cajas enfrentando la presencia y ausencia de crías a las variables ambientales de la zona de estudio. La ausencia de crías se codifica con la cifra 0 y la presencia con la cifra 1

3.3.3.2.- Categorías de comportamiento

3.3.3.2.1.- Alimentándose

La categoría de comportamiento *a priori* más interesante para los objetivos generales de este trabajo es la de “alimentación o búsqueda activa de alimento”. Dada la presencia de delfines, se calculó la probabilidad de encontrarlos desplegando el comportamiento de interés (53 avistamientos de delfines alimentándose de 251 avistamientos totales).

El mejor de los modelos construidos, es un modelo binomial que incluye una única variable predictora, la distancia a la isobata de los 1000 metros (medida en millas náuticas).

La tabla 3.4 muestra el coeficiente, el valor de la probabilidad, y el nivel de significación del término paramétrico del modelo seleccionado, y la tabla 3.5 expone los valores relativos al término de suavizado de la variable predictora seleccionada.

Tabla 3.4. Resultados relativos al término paramétrico del modelo seleccionado.

	Coeficiente	Error Est	Valor z	p
Intercepto	-1.734	0.265	-6.543	<0.0001

Tabla 3.5. Resultados relativos al término de suavizado del modelo seleccionado.

	Edf	Chi.sq	p
s(dist1000)	2.446	14.35	0.0135

Esta única variable predictora explica el 15.1% de la devianza del modelo. El resultado del test de bondad de ajuste de la devianza fue igual a 1, por lo que se puede considerar que el modelo se ajusta bien a los datos.

La figura 3.9 presenta cuatro gráficos que ilustran distintos aspectos interesantes del modelo seleccionado. El gráfico “A” muestra los valores ajustados por el modelo frente a los residuos; el gráfico “B” es la representación de los valores observados en la variable respuesta (probabilidad de encuentro de delfines alimentándose) frente a los valores ajustados por el modelo; el gráfico “C”, presenta los residuos del modelo frente a los valores de la variable predictora seleccionada, y el gráfico “D” es el de efectos parciales de la variable predictora.

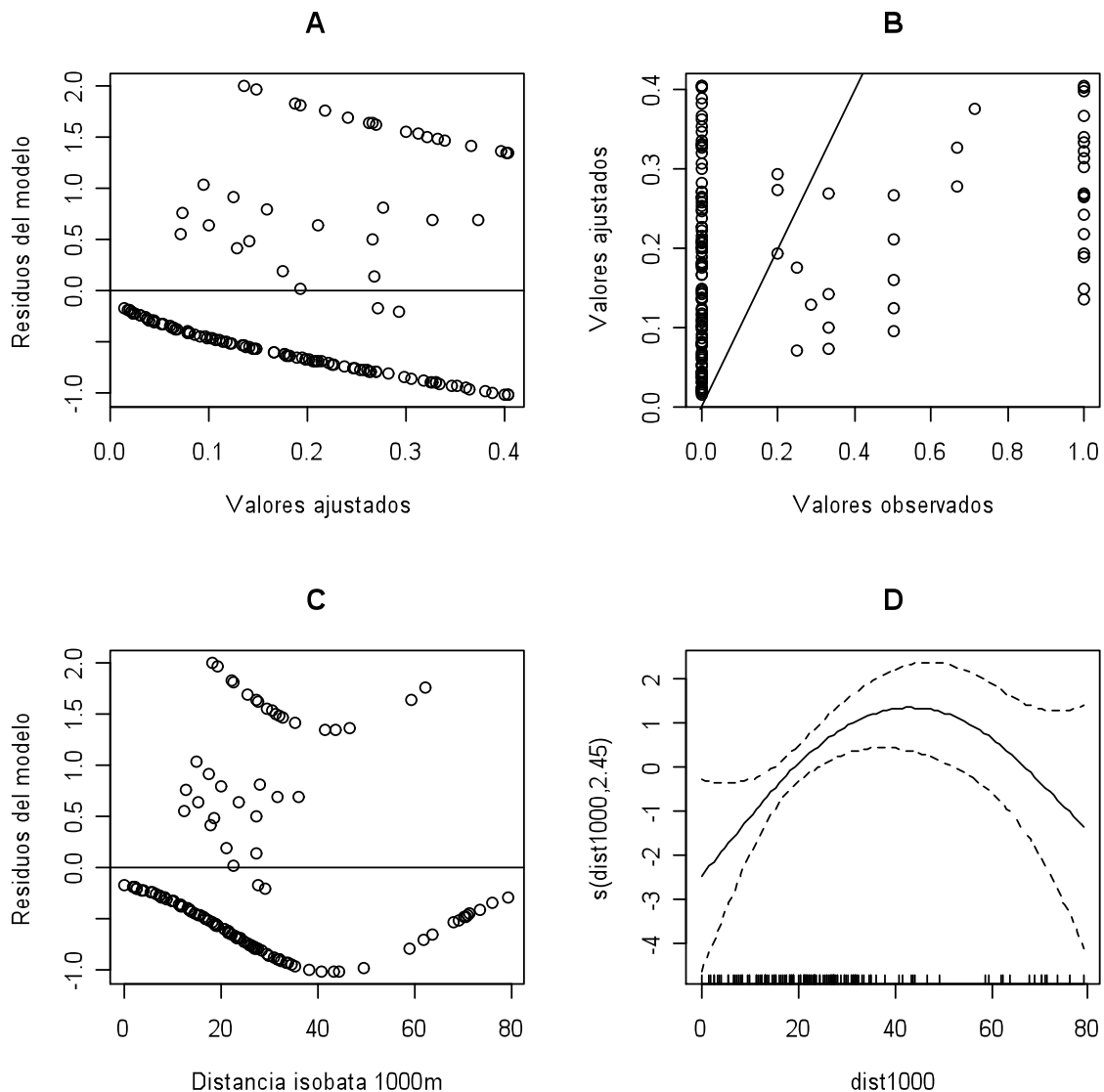


Figura 3.9.-Cada una de las subfiguras representa un aspecto del modelo. "A" muestra los valores ajustados por el modelo (en el eje X), frente a los residuos (en el eje Y). "B" muestra (en el eje X) los valores observados en la variable respuesta frente a los valores ajustados por el modelo (en el eje Y). "C", presenta los residuos del modelo (en el eje Y) frente a los valores de la variable predictora seleccionada (en el eje X)., "D" es el gráfico de efectos parciales de la variable predictora .

Los residuos del modelo se desvían bastante de la situación ideal sin embargo fue imposible encontrar un modelo mejor en términos de AIC y significación individual de las variables.

El gráfico de efectos parciales sugiere que las mayores probabilidades de encontrar delfines buscando comida o alimentándose se dan a distancias medias de la línea de los 1000 metros. Hay muy pocas cuadrículas en el área de estudio con profundidades mayores a los 1000 metros y el resultado del modelo sugiere que las mejores zonas de alimentación son aquellas intermedias entre la línea de costa y la isobata de 1000 metros.

En cualquier caso y cómo primera aproximación este modelo se usó para predecir la probabilidad de encuentro de delfines alimentándose, y esta predicción se multiplicó con la probabilidad de encuentro de delfines para obtener un mapa de áreas de alimentación de delfines (mapa 3.9).

3.3.3.2.2.- Viajando

En este caso se utilizaron datos de 114 avistamientos de animales viajando sobre el total de 251 avistamientos.

El mejor modelo de todos los construidos incluye cómo variables predictoras la temperatura superficial del mar (SST) y la distancia a la costa, y explica un 18.4% de la devianza. Cómo en anteriores ocasiones el resultado de la prueba χ^2 de la devianza es igual a uno y se considera que el modelo tiene un ajuste aceptable a los datos.

En la tabla 3.6 se presentan los valores importantes relativos al término paramétrico del modelo y la tabla 3.7 muestra las probabilidades asociadas y niveles de significación de los términos de suavizado.

Tabla 3.6. Resultados relativos al término paramétrico del modelo seleccionado.

	Coeficiente	Error Est	Valor z	probabilidad
Intercepto	-0.0744	0.1629	-0.457	0.648

Tabla 3.7. Resultados relativos al término de suavizado del modelo seleccionado. El término *edf* hace referencia a los grados de libertad estimados.

	edf	Chi.sq	probabilidad
s(sst)	5.209	21.16	0.0013
s(distcosta)	1.968	13.62	0.0019

La figura 3.10, muestra 6 gráficos de utilidad en el diagnóstico del modelo seleccionado. Los gráficos “A” y “B” que presentan los valores ajustados por el modelo frente a los residuos y los valores observados en la variable respuesta respectivamente no son especialmente buenos. Los gráficos “C” y “D” muestran los residuos del modelo frente a los predictores seccionados. En ambos casos existen algunos valores extremos que distorsionan ligeramente la apariencia del gráfico. Sin esos valores extremos parece que los residuos no muestran ningún patrón reconocible. Los gráficos de efectos parciales de cada predictor se codifican con las letras “E” y

“F”. El patrón correspondiente a la distancia a la costa es más fácil de interpretar y muestra mayor probabilidad de encontrar animales viajando cuanto más alejado de la costa se está. En cuanto a la temperatura superficial del mar existe un patrón fino con pequeñas oscilaciones en la probabilidad de encuentro entre los 19,0°C y los 20,5°C.

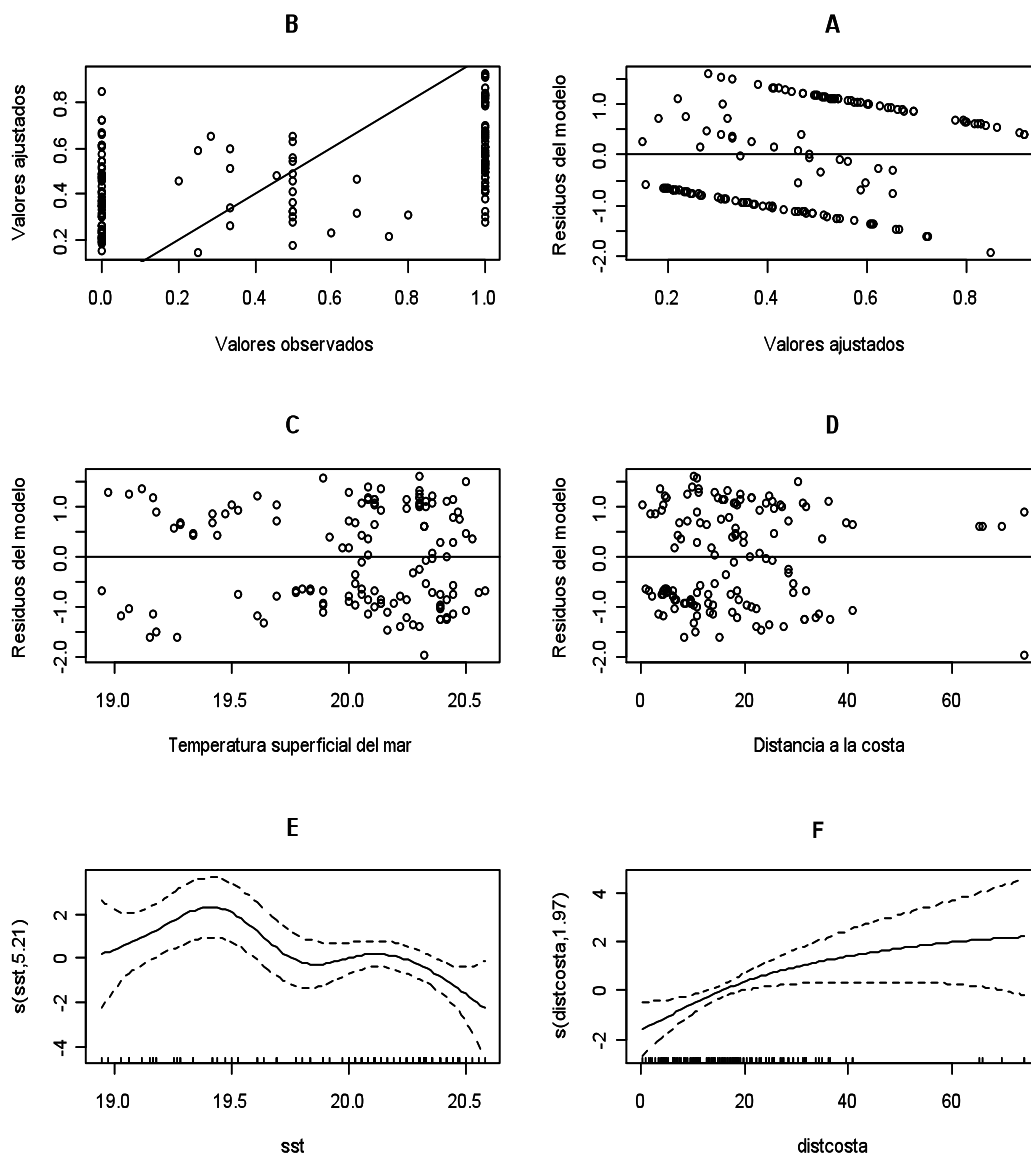


Figura 3.10.—Cada una de las 6 subfiguras representa un aspecto del modelo. “A” muestra los valores ajustados por el modelo (en el eje X), frente a los residuos (en el eje Y); “B” muestra (en el eje X) los valores observados en la variable respuesta frente a los valores ajustados por el modelo (en el eje Y); “C”, presenta los residuos del modelo (en el eje Y) frente a los valores de la variable “temperatura superficial del mar” (en el eje X).; “D” presenta los residuos del modelo esta vez frente a los valores de la variable “distancia a la costa”; E y F son los gráficos de efectos parciales de las variables predictoras

Este modelo se usó para predecir la probabilidad de encuentro de delfines viajando, y esta predicción se multiplicó con la probabilidad de encuentro de delfines para obtener un mapa “lugares de paso” de delfines (mapa 3.10 en el Anexo V).

3.3.3.2.3.- Socializando ó remoloneando

Por último se intentó construir un modelo para predecir los lugares con mayor probabilidad de encontrar animales socializando o remoloneando, sin embargo ninguna variable predictiva resulto significativa y fue imposible construir ningún modelo.

3.4.- DISCUSIÓN

3.4.1.- Modelo de ocurrencia.

En el mar de Alborán el mejor modelo incluye la profundidad, la longitud, y la distancia a la isobata de los 200 m. Todas ellas fueron significativas. El modelo explica un 27.5% de la devianza y se consideró un modelo oportuno teniendo en cuenta los resultados de los distintos métodos utilizados para su evaluación.

Según el modelo los delfines muestran preferencia por áreas con profundidades entre los 200 y los 500 metros lo que coincide fundamentalmente con el final de la plataforma continental y la parte menos profunda del talud continental. Los taludes continentales son áreas especialmente productivas y son preferidas por depredadores marinos en otros mares y océanos del globo (Baumgartner *et al.*, 2001). Son habitualmente áreas de alta complejidad estructural e incluyen hábitats como cañones submarinos, cuencas profundas, y paredes con distinta pendiente. Estas estructuras determinan las corrientes y creación de formaciones oceanográficas tales como frentes, ciclos, y afloramientos, que movilizan nutrientes y condicionan los patrones de agregación de plankton y otros organismos que de este modo quedan disponibles como presas para peces y otros depredadores marinos como los delfines.

Esta preferencia de los delfines por zonas del talud continental y no estrictamente costeras se corresponde, además, con la descripción del ecotipo pelágico de la especie (Kenney 1990; Peddemors, 1999), y coincide con recientes trabajos genéticos que muestran que los delfines mulares del mar Mediterráneo se encuentran genéticamente más próximos al genotipo oceánico de zonas geográficas alejadas que al genotipo costero de zonas más próximas como el Atlántico nor-oriental (Natoli y Hoelzel, 2000).

La Longitud recoge la distribución fragmentada de las poblaciones del mar de Alborán y muestran núcleos importantes en longitudes correspondientes al Estrecho de Gibraltar, y en aquellas correspondientes al Sur de Almería (Seco de los Olivos) y a la Isla de Alborán. Estas tres áreas son las señaladas por el modelo como las preferidas por los delfines, y otros trabajos en la zona (Cañadas *et al.*, 2002, 2005; SEC, 2001; García-Tiscar *et al.*, 2001; DeStephanis *et al.*, 2008) han mostrado con anterioridad el interés de estos lugares para los delfines mulares.

El “Seco de los Olivos” es uno de los lugares más productivos de todo el mar de Alborán (Rubin *et al.*, 1992), y es conocido por los pescadores deportivos y pescadores profesionales como uno de los lugares en los que se pueden avistar delfines mulares con más facilidad. Se trata de un complejo volcánico con varias montañas submarinas, en el que se observan delfines mulares con relativa facilidad (Fayos *et al.*, 2000; Cañadas *et al.*, 2002). La isla de Alborán es uno de los lugares con la tasa de encuentro de delfines mulares más alta de toda la zona de estudio, aunque la intensidad de muestreo ha sido muy baja, debido a la distancia, a la falta de refugio y al frecuente mal estado de la mar, se han avistado delfines en todas las ocasiones en las que se ha viajado a la isla. En ambas zonas la presencia de delfines mulares podría estar relacionada con la presencia de especies de peces demersales de las que se alimenta.

En el Estrecho de Gibraltar, la zona de mayor interés para el delfín mular es la correspondiente a las aguas de la mitad sur del canal central, a partir de los 600 metros de profundidad, y en un área que va desde el sureste hasta el suroeste de Tarifa. Observaciones directas sugieren que la dieta en el Estrecho de Gibraltar presenta mayor proporción de especies pelágicas como peces voladores, pequeños túnidos y otros pequeños pelágicos y menos especies demersales. En el área del Estrecho también parece potencialmente interesante la bahía de Algeciras. Aunque en realidad la especie más frecuentemente avistada en esa zona es el delfín común, los delfines mulares pueden ser encontrados en aguas de la Bahía de Algeciras con relativa facilidad (De Stephanis *et al.*, 2008)

El modelo además muestra la Bahía de Almería como área importante para los delfines mulares. Esta zona de poca profundidad y pendiente tendida es una de las áreas con mayor intensidad de esfuerzo pesquero de arrastre y trasmallo, se puede asumir por tanto que es un área con relativa abundancia de especies demersales que pueden ser de interés para los delfines. El área al Sur de la Bahía de Almería en su vertiente más oriental (a unas 15 millas al Sur de Cabo de Gata) se dibuja también como una de las áreas más interesantes y con más probabilidad de encuentro de delfines. Es posible que sea un área de alimentación pero también es posible que sea una zona de paso entre el Mar de Alborán y el Golfo de Vera.

En todo este proceso de modelización no se han utilizado variables predictivas como la distribución y abundancia de las especies de presas. En principio, se podría pensar que la disponibilidad de datos sobre distribución y abundancia de las presas resultaría en una mejora

considerable en el modelo de probabilidad de encuentro de delfines mulares, pero no tiene porque ser así. Parece que la incertidumbre en los datos relativos a distribución y abundancia de presas (debida fundamentalmente a los métodos de muestreo habituales de estas especies) es tal, que su inclusión en el modelo de selección de hábitat del depredador no sólo no mejora los resultados obtenidos utilizando predictores oceanográficos o fisiográficos, sino que la capacidad predictiva del modelo empeora significativamente (Torres *et al.*, *en prensa*). Sí sería deseable una mayor información sobre variables relacionadas con la productividad (concentración de clorofila o similares) e información sobre las temperaturas, y concentraciones de clorofila no solo en superficie sino también a otras profundidades.

En este caso, los resultados son los esperados y las áreas mostradas como importantes para los animales coinciden con las observaciones del equipo investigador en los últimos 10 años y con todos los trabajos previos en la zona (Fayos *et al.*, 2001; García-Tiscar *et al.*, 2001, SEC, 2001, Cañadas *et al.*, 2005).

3.4.2.- Modelo de abundancia relativa.

Aunque los resultados de la predicción efectuada con el modelo escogido son los esperados, es necesario aceptarlos con cuidado ya que la absorción de la varianza del modelo es muy pequeña, y el diagrama de dispersión que muestra el ajuste del modelo no hace sino confirmar su debilidad.

De nuevo los resultados obtenidos coinciden con la distribución de las especies demersales de las que se alimentan los delfines, y con trabajos previos en la zona (Cañadas *et al.*, 2002).

Las variables predictivas disponibles no parecen ser las más adecuadas para describir la abundancia de la especie. En este caso se trató de describir la abundancia relativa de delfines mulares a través de los tamaños de grupo registrados durante los avistamientos, pero no se tuvieron en cuenta los patrones de agregación de la especie y cada avistamiento se consideró independiente de los demás. Aunque la estima del tamaño de grupo es fiable, la estructura social de las poblaciones de delfines mulares presentes parece ajustarse al modelo de “fusión-fisión” descrito para la especie en aguas del Golfo de México (Scott *et al.*, 1990). Este tipo de estructura social, muy flexible y dinámica, dificulta la identificación de patrones de agregación que se pudiesen incluir en el modelo.

Al combinar las predicciones del modelo de abundancia con el de ocurrencia aparecen cómo áreas importantes para la especie el canal central del Estrecho de Gibraltar, los alrededores de la Isla de Alborán y las aguas del sur de Almería desde Adra hasta el cabo de Gata (incluyendo la bahía), principalmente las formaciones volcánicas submarinas del Seco de los Olivos.

Aunque en general los patrones de ambos procesos coinciden hay algunas discrepancias dignas de mención. Lugares en los que es bastante probable encontrar delfines pero siempre en grupos pequeños o viceversa. Uno de estos casos es la bahía de Algeciras, que parece un lugar interesante para encontrar animales sin embargo muestra un bajo valor de abundancia relativa. Las preferencias de los delfines en la provincia de Almería parecen adecuarse bastante bien a los requerimientos de las especies de peces demersales existentes en el área. Sin embargo los animales del Estrecho de Gibraltar aparecen en zonas más profundas.

Considerando que los modelos acumulan cierta cantidad de incertidumbre, los resultados de las predicciones realizadas con la información disponible, son razonables y se ajustan a las observaciones del equipo investigador en los últimos 15 años de trabajo y a la literatura existente sobre la especie en el Mediterráneo, de modo que se consideran oportunos para hacer una descripción de la distribución espacial de la especie en la costa surmediterránea de Andalucía.

3.4.3.- Modelos según variables intrínsecas.

3.4.3.1.- Presencia de crías y/o juveniles

No ha sido posible modelizar la presencia de crías, parece que la presencia de crías en un grupo no modifica las preferencias habituales de los animales. En el área de estudio se encuentran crías en todos los meses muestreados y no existe una estación específica de reproducción.

La única relación encontrada muestra que cuanto mayor es el tamaño del grupo, mayor es el número de crías. Este resultado puede ser simplemente un artefacto matemático o puede tener sentido biológico si las hembras con crías tienden a agruparse para facilitar la tarea de cuidar de los pequeños. No se conoce el modelo de estructura social de la población estudiada. Es difícil comprobar si las hembras con crías salen de su grupo social y se integran en otros formados por otras hembras con crías. Existe también la posibilidad de la existencia de algún tipo de coordinación hormonal entre las hembras de un mismo grupo de modo que entran en estro a la vez y paren a las crías de modo simultáneo a lo largo de un corto periodo de tiempo. Esta estrategia comprobada en otros mamíferos (Riedman, 1982) facilita la tarea de cuidar a las crías y podría explicar porqué en grupos con más animales (y por tanto más hembras en valor absoluto) hay también más crías.

En cualquier caso es imposible comprobar la certeza de tales suposiciones sin un trabajo específico para describir en detalle la estructura social de la población. Y su evolución a lo largo del tiempo

3.4.3.2.- Categorías de comportamiento

No ha sido posible modelizar la categoría de comportamiento conjunta “socializando-remoloneando”. Es posible que sólo desplieguen estos comportamientos una vez saciados de alimento y sin necesidades más apremiantes. También es probable que las variables ambientales utilizadas no sean las más interesantes para detectar y describir patrones en el comportamiento social de los animales de modo que socializar o remolonear sean actividades no asociadas a un lugar determinado sino a otros factores mas complejos de medir cómo por ejemplo el encuentro fortuito o no de dos o más grupos de animales en el lugar que sea.

Los mapas de predicciones reflejan la estructura fragmentada de la población, de modo que se ve un patrón irregular compuesto por manchas más o menos grandes y separadas entre si en las que es probable encontrar delfines y áreas con nula o muy baja probabilidad de encuentro.

Los mapas del modelo de alimentación y el de animales viajando, se ajustan bastante bien al mapa de ocurrencia de delfines, aunque con algunas salvedades. Por ejemplo, sólo el área más occidental del Estrecho de Gibraltar y la Bahía de Algeciras parecen interesantes para la alimentación de los animales, mientras que el margen más oriental del estrecho se muestra cómo un lugar con muy baja probabilidad de hallar delfines comiendo, aunque si es frecuente encontrar delfines desplegando otros comportamientos. En esta zona de paso entre Atlántico y Mediterráneo se esperaba encontrar gran cantidad de grupos viajando, desplazándose de un lado al otro del Estrecho sin embargo no es así. Tanto en el mapa de avistamientos cómo en el de la predicción del modelo sólo aparecen animales viajando en el área más occidental, y la probabilidad de encontrar animales viajando en la mitad oriental del Estrecho es prácticamente nula. ¿Significa esto que las poblaciones del Estrecho y del Mar de Alborán están aisladas? Por los resultados preliminares de los análisis genéticos la respuesta a esta pregunta es negativa. Aunque existen diferencias genéticas detectables entre los animales del Golfo de Cádiz, los del Estrecho de Gibraltar y los del Mar de Alborán, si hay flujo genético entre los tres grupos que por tanto no están incomunicados (Natoli *et al.*, 2008). Es probable que se muevan por la zona más al Sur del Estrecho o más probablemente que el modelo no esté describiendo adecuadamente esta zona de transición.

El área al Sur de Calaburras, entre Estepona y Benalmádena, aparece cómo un lugar especialmente interesante para la alimentación. La explicación más probable es la presencia e influencia del “Afloramiento de Estepona” que proporciona nutrientes y es causa de gran

riqueza y diversidad de especies (Rodríguez, 1982). No sorprende que aparezca cómo interesante para los delfines mulares. En el mapa de “lugares de paso” esta franja es uno de los lugares en los que se pueden avistar delfines viajando con relativa frecuencia. En esta zona la probabilidad de encuentro con delfines no es especialmente alta, y de hecho no es uno de los lugares destacados del área de estudio (cómo la Bahía de Almería, el Estrecho de Gibraltar o la isla de Alborán), sin embargo, parece un área de gran importancia para la obtención de recursos y su importancia para los animales parece radicar en la probable disponibilidad de alimento más que en la idoneidad del lugar cómo zona de paso de un lugar a otro.

En los mapas de ocurrencia y alimentación aparece destacado un pequeño grupo de cuadrículas costeras entre el Cabo Sacratif y Punta Carchuna. Con una elevada probabilidad de avistar delfines en esa zona, el modelo predice que el comportamiento más fácil de encontrar sería el relacionado con la alimentación y la probabilidad de encontrar animales viajando es bastante baja. No se ha encontrado en la literatura científica ninguna reseña a la especial riqueza de especies que pudiesen ser de interés para los delfines en esa zona. Es más que probable que se trate de una continuación del área más importante para la alimentación de los delfines en todo el Mar de Alborán, que es la Bahía de Almería y la franja entre la costa y la isobata de los 400 metros.

En el mapa de ocurrencia, la Bahía de Almería, la franja desde la costa hasta la isobata de los 400 metros incluyendo el complejo volcánico sumergido conocido cómo el Seco de los olivos, y un grupo de cuadrículas al Sur de cabo de Gata y de la bahía forman una sola “mancha” de amplia superficie donde hay elevada probabilidad de encontrar delfines. Dada la alta probabilidad de encuentro es de esperar que también exista alta probabilidad de avistar animales alimentándose o viajando, pero no todo el área se utiliza del mismo modo. La bahía, y la franja entre la costa y el Seco de los olivos, son áreas de especial interés para la alimentación, especialmente la zona más al Este de la Bahía y las cuadrículas del Seco de los Olivos. El área al Sur de la bahía que corre paralela al talud continental (en esa zona con orientación NE-SO) parece especialmente interesante cómo lugar de paso y es muy improbable encontrar animales alimentándose. En ese lugar el talud continental mantiene la orientación que presenta en el Golfo de Vera aproximadamente hasta la punta de la Azohía, donde se avistan delfines mulares con frecuencia (Cañadas *et al.*, 2002). Se sabe que los delfines del área de estudio se orientan en ocasiones siguiendo formaciones fisiográficas del fondo marino (Fayos *et al.*, 2001) y es posible que este grupo de cuadrículas destacado cómo área de paso sea simplemente una continuación de la ruta que usan los animales para moverse del Golfo de Vera a Alborán y viceversa. En el marco del proyecto **LIFE NAT/8610 “Conservación de cetáceos y tortugas en Murcia y Andalucía”** (SEC, 2006) se elaboraron los catálogos de fotoidentificación de las dos áreas. En una comparación superficial de ambos catálogos se observaron animales comunes, de modo que aunque el Golfo de Vera no está

incluido en el área de estudio se sabe que los animales del mar de Alborán están utilizando también esa región.

La bahía de Almería y el Seco de los olivos son áreas de condiciones ambientales muy diferentes mientras la bahía presenta pendiente tendida con una profundidad menor de 200 metros y elevada influencia costera, el Seco de los olivos es una de las zonas más escarpadas del área de estudio, con una profundidad máxima de 600 metros y una mínima de algo menos de 80 metros, y tiene mayor carácter pelágico. La distribución de especies de peces demersales esta ligada a factores fisiográficos como la profundidad, el tipo de fondo y su complejidad, o la salinidad (MacPherson & Duarte, 1991; García-Charton y Perez-Ruzafa, 2001). En el área de estudio la presencia y agregación de especies de peces está condicionada en gran medida por la pendiente, y según Carrtes y coautores, probablemente también por la distribución del fitoplancton en superficie (Rubin, 1993; Cartes *et al.*, 2002). Aunque no hay datos precisos disponibles es de esperar que en la bahía de Almería y en el Seco de los olivos se encuentren distintas especies, ofreciendo a los delfines una mayor variedad de presas y de posibilidades de obtención de recursos en el espacio y en el tiempo.

Otros trabajos previos han encontrado cierta querencia de los delfines mulares por áreas de alimentación escarpadas (Shane, 1990). Aunque la tendencia general es la de relacionar esta situación con la presencia de presas especialmente interesantes y asociadas a este hábitat, existe otra posibilidad. Parece posible que en estos lugares la captura de presas podría ser más eficiente y se ha sugerido que los animales podrían usar el fondo marino tan abrupto como barrera física contra la que acorralar a sus presas (Heimlich-Boran, 1988).

La isla de Alborán es un lugar único en el área de estudio, constituye la parte emergida de una dorsal, paralela a otras dos situadas más al Norte (Sistema Bético) y al Sur (el Rif). Se encuentra en una zona de mezcla de aguas mediterráneas y atlánticas y es uno de los lugares con mayor producción primaria de todo el Mar de Alborán. La heterogeneidad de hábitats que existen en los fondos marinos contribuye a la gran riqueza y diversidad de especies (Margalef, 1985). Las aguas alrededor de la isla son un excelente caladero de pesca y desde 1997 están protegidas por la figura "Reserva de pesca" del Ministerio de Agricultura y Pesca (1997, según Orden Ministerial de 31 de julio de 1997; B.O.E. núm. 204 de 26 de agosto y B.O.E. núm. 233 de 24 de septiembre de 1998). Con estos antecedentes se espera que sea un lugar excelente para la alimentación de grandes depredadores pelágicos incluyendo a los delfines mulares. El mapa de ocurrencia destaca las aguas alrededor de la isla como el lugar con mayor probabilidad de encuentro de animales, y aunque la explicación más simple es la que relaciona la presencia de los delfines con la abundancia de presas potenciales, los mapas de alimentación y lugares de paso, sugieren que los animales utilizan el lugar más como área de paso que como fuente de recursos tróficos.

Dos explicaciones parecen plausibles, la primera de ellas es que los animales utilizan también la vertiente Sur del Mar de Alborán (de donde no hay datos de distribución de los animales), y la Isla de Alborán y la dorsal de la que forma parte son la guía ideal para orientarse y moverse desde las costas africanas a las andaluzas y viceversa. Los delfines mulares son capaces de navegar largas distancias (Reeves *et al.*, 2002; Klatsky *et al.*, 2007) pero en ocasiones se muestran reacios cruzar aguas profundas que conectan dos o más áreas idóneas (aunque la distancia en la superficie no sea especialmente larga). Es el caso de los trabajos realizados en Hawai donde los animales no pasan de unas islas a otras a pesar de las pequeñas distancia que las separan entre si (Baird *et al.*, 2009). En el archipiélago canario sucede algo similar y los delfines mulares no cruzan los canales entre islas (Vidal Martín comunicación personal). Si el caso de los delfines mulares del Mar de Alborán fuese similar, la dorsal submarina y la isla de Alborán son el corredor más probable entre ambas vertientes.

La segunda explicación es que se deba a un artefacto de muestreo. La isla de Alborán dista 50 millas del puerto más cercano, a una velocidad constante de 5 nudos y sin ningún avistamiento por el camino se tardan 10 horas en llegar. Eso supone que todos los transectos en el área se realizaron durante la tarde noche y nunca se muestreó el área durante la mañana. La isla no tiene puerto y no se puede fondear por lo que no es posible hacer noche en la Isla y muestrear a la mañana siguiente. Todos los avistamientos se realizaron entre las 15:49 hora solar y las 19:45 hora solar. Se sabe que algunas poblaciones de delfines mulares presentan comportamientos específicos en determinadas horas de día (Klatsky *et al.*, 2007) y aunque este no es el caso de los animales en la costa peninsular del área de estudio es imposible comprobar si en aguas de la isla de Alborán existe un patrón de comportamiento que no se ha detectado y que sesga los datos.

Cualquiera de las dos hipótesis requiere de más muestreo en el área para ser aceptadas o descartadas.

De modo general, el trabajo de modelización de los datos parece apropiado para abordar este tipo de preguntas, y los resultados obtenidos son coherentes con la experiencia del equipo de investigación. Las discrepancias entre el mapa general y los realizados para cada comportamiento implican una selección de hábitat fino por parte de los animales. Estas discrepancias se tendrán en cuenta en el momento de comparar la distribución de delfines y barcos pesqueros para detectar áreas de posible conflicto.

Del mismo modo la diferente información que proporciona cada mapa debería tenerse en cuenta en las posibles medidas de gestión que se apliquen a la especie o al espacio estudiado.

4.- ESTUDIO DE LA POBLACION DE DELFINES MULARES DEL MAR DE ALBORAN MEDIANTE EL ANÁLISIS DE ISÓTOPOS ESTABLES Y COMPARACIÓN CON OTRAS ÁREAS (Balears, Golfo de Cádiz, Galicia, P.V.)

4.1. – INTRODUCCIÓN

La definición de *población* incluye el conjunto de organismos o individuos de la misma especie que coexisten en el espacio y tiempo, y que además de intercambiar material genético, presentan interacciones resultantes de poseer requerimientos similares para la supervivencia y la reproducción, ocupando un espacio generalmente heterogéneo en cuanto a la disponibilidad de recursos. Definir y caracterizar una población tiene por ello interés *per se* pero además es de utilidad si, como en el caso del delfín mular, la especie es objeto de gestión activa para asegurar su conservación mediante el establecimiento de áreas protegidas (ver introducción).

En organismos con movilidad limitada, la población puede estudiarse de modo más sencillo que cuando se trabaja con organismos con gran capacidad de movimiento. En el medio marino, además, no existen barreras geográficas evidentes desde el punto de vista de los seres humanos, desde luego existen barreras geográficas, pero son más difíciles de identificar cuando se encuentran bajo el mar, o cuando suponen una barrera dinámica, cómo las corrientes marinas o áreas de diferente temperatura superficial de mar. Para delimitar las poblaciones de animales marinos de gran movilidad cómo los cetáceos se ha recurrido habitualmente a técnicas de captura-recaptura, ya sea marcando a los animales de modo artificial (Odell *et al.*, 1999,), o utilizando marcas naturales de los individuos para reconocerles (Würsig, B. y Jefferson, T.A. 1990; Defran, *et al.*, 1990; Baird *et al.*, 2008). Sin embargo el método más utilizado para este tipo de estudios es el análisis de material genético, (Microsatélites, o ADN mitocondrial).

Gracias al trabajo con marcadores genéticos se conoce que las poblaciones de delfín mular del Océano Atlántico y del Mediterráneo occidental presentan cierto nivel de diferenciación, y parece que la población mediterránea se origino a partir del ecotipo pelágico del atlántico que posteriormente adopto hábitos costeros (Natoli y Hoelzel, 2000), sin embargo hasta ahora no se han analizado muestras procedentes del mar de Alborán que se encuentra a caballo entre ambas masas de agua.

No se conoce la relación que existe entre la población de delfines mulares del mar de Alborán y las poblaciones de aguas adyacentes, de hecho no se conoce si son poblaciones locales de una única metapoblación o si son poblaciones totalmente distintas. Los trabajos de fotoidentificación y análisis de tasas de encuentro previos apuntan a que la población del mar

de Alborán es abierta, recibe animales inmigrantes y otros individuos emigran de ella (García-Tiscar *et al.*, 2001; Cañadas 2006). En el marco del proyecto **LIFE NAT/8610 “Conservación de cetáceos y tortugas en Murcia y Andalucía”**, también se han elaborado los catálogos de foto-identificación de la especie para las áreas del Estrecho de Gibraltar y mar de Alborán. En una comparación preliminar de ambos catálogos no se han encontrado animales comunes, aunque si se han avistado animales en el área de Alborán que se han “recapturado” en las costas de la Región de Murcia. No se conoce si los animales se desplazan desde la zona de estudio hacia el Sur del mar de Alborán, hacia el interior del Mediterráneo o hacia el Atlántico.

La población del Estrecho es residente y se estima en unos 250 animales (Pérez *et al.*, 2006), y algunos autores sostienen que no hay relación entre los animales avistados en el Estrecho de Gibraltar, y los avistados en el Golfo de Cádiz (De Stephanis comunicación personal). Sin embargo existen indicios que señalan, que la verdadera frontera entre poblaciones atlánticas y mediterráneas sea el frente Almería-Orán, y no el Estrecho de Gibraltar (Natoli *et al.*, 2005).

En los últimos años el estudio de estructura de poblaciones se ha visto beneficiado del desarrollo del análisis de perfiles de isótopos estables que permite abordar de modo bastante fiable este tipo de cuestiones (Born *et al.*, 2003; Diaz-Gamboa *et al.*, 2003; Hohn *et al.*, 2003; Knoff *et al.*, 2003; Rooker *et al.*, 2004). Se acepta de modo general que los valores isotópicos de un organismo dependen de los de su dieta. Diferencias en el ecosistema como la intensidad de la luz, concentraciones de nutrientes o la composición de especies del sistema afectan a los valores $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ de los productores primarios y por tanto de sus depredadores. Por este motivo, depredadores procedentes de diferentes regiones suelen presentar valores isotópicos diferentes incluso si su dieta es la misma (Walker *et al.*, 1999).

El análisis de perfiles de isótopos estables se ha utilizado con anterioridad para estudiar la estructura de diversas poblaciones de delfines mulares en distintos lugares del mundo. La población de la costa Este de EE.UU es una de las más estudiadas y en los últimos años los análisis de isótopos han ayudado a identificar los distintos “stocks” que se superponen en el espacio a lo largo de toda la costa (Knoff *et al.*, 2003; Waring *et al.*, 2004; Waring *et al.*, 2007). En la costa de la Península Ibérica, Borrell y coautores encontraron diferencias entre animales muestreados en la costa atlántica (Portugal y Galicia) y animales muestreados en la costa mediterránea (Baleares, Cataluña y Valencia), sin embargo nadie ha analizado hasta ahora muestras del mar de Alborán.

Una opción interesante para analizar la movilidad de individuos entre varias áreas es el análisis de varios tejidos con distinta tasa de renovación de un mismo ejemplar. Tejidos con tasa de renovación rápida (piel, sangre) proporcionan información sobre un breve periodo de tiempo mientras que tejidos con tasa de renovación lenta (tejido muscular o muy lenta en el caso de huesos y dientes) integran información sobre un periodo más dilatado (Tieszen *et al.*, 1983).

Cada tejido es representativo de la dieta del animal durante ese periodo de tiempo, si un animal no varía sus hábitos tróficos ni su lugar habitual de alimentación durante un “tiempo largo” todos sus tejidos tendrán previsiblemente la misma señal isotópica. Por el contrario, si un animal varía sus hábitos tróficos o lugar de alimentación los tejidos con diferente tasa de renovación serán capaces de integrar esa información y presentaran señales isotópicas distintas entre si.

Se analizan también los perfiles isotópicos de una serie de peces e invertebrados muestreados en 3 de las 4 subáreas de las que se poseen muestras de mulares (Área Atlántica, Estrecho de Gibraltar, mar de Alborán y Área Mediterránea). Las especies se eligieron atendiendo a su papel como posible presa de los mulares en la zona, según los resultados de los trabajos de Santos y colaboradores (2007), y Blanco y colaboradores (2001), sobre la dieta de esta especie en aguas españolas/mediterráneas.

En este capítulo se aborda el estudio de los perfiles isotópicos procedentes de muestras de piel de delfines mulares de la zona de estudio (el mar de Alborán) y también se comparan los resultados con los perfiles isotópicos medidos en muestras de mismo tejido obtenidas en otras áreas de la Península Ibérica. El objetivo de esta comparación es:

- Determinar la posible existencia de una población de mulares en el mar de Alborán diferente a la del resto de los delfines mulares de la Península Ibérica.

4.1.1.- Isótopos estables

Isótopos son formas del mismo elemento pero con distinto número de neutrones en el núcleo. Todos los elementos están constituidos por mezclas de átomos con diferentes masas. Se les denomina isótopos haciendo referencia al hecho de que todas las formas de un mismo elemento ocupan el mismo lugar en la tabla periódica de los elementos aunque tengan distinta masa.

Los isótopos estables muestran distribuciones sesgadas en el planeta de modo natural. En todos los elementos HCNOS (Hidrógeno, carbono, nitrógeno, oxígeno y azufre) el isótopo ligero supone más del 95% del total de átomos y el pesado es mucho menos abundante. Los perfiles isotópicos se expresan habitualmente en unidades δ , , se define como:

$$\delta_x = 1000 \left(\frac{R_x - R_{std}}{R_{std}} \right) \text{ ‰ (en tantos por mil),}$$

donde R_x es la relación molar entre el isótopo pesado y el ligero en la muestra y R_{std} en la referencia o patrón. La inclusión de una referencia en la ecuación incrementa la precisión de la medida, ya que los espectrómetros de masas isotópicos miden mejor las relaciones isotópicas por comparación que en términos absolutos.

Los patrones internacionales definen convencionalmente el valor $\delta = 0$ frente al que se comparan el resto de relaciones isotópicas. De este modo, cuando una muestra tiene un valor de δ positivo está “enriquecido” en el isótopo pesado respecto al patrón internacional y si el valor es negativo, implica que esta “empobrecido” y que su composición es más ligera que el patrón. El estándar de $\delta^{13}\text{C}$ es un pequeño fósil de belemnite de la formación Pee Dee (PDB), el patrón de $\delta^{15}\text{N}$ es el nitrógeno del aire, muy abundante y de composición homogénea.

En ecología los isótopos se pueden utilizar de dos formas fundamentales; (1) caracterizando las composiciones isotópicas según su “abundancia natural” y (2) añadiendo trazadores artificiales al sistema producidos con una composición isotópica enriquecida.

El análisis de los perfiles de isótopos estables en los sistemas marinos se utiliza de modo muy similar a como se utiliza en sistemas terrestres o de aguas continentales, análisis de redes tróficas, contaminantes, paleoceanografía (Marshall, 2003), análisis de cambio climático, etc.

A la diferencia de valores δ entre un depredador y su presa, o entre un productor primario y un consumidor se le llama fraccionamiento trófico o factor de enriquecimiento trófico.

Los sistemas isotópicos más utilizados y empelados en este trabajo son el sistema isotópico del carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) y el del nitrógeno ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$)

Los valores $\delta^{13}\text{C}$ de consumidores en redes tróficas basadas en fitoplancton marino resultan enriquecidos en ^{13}C cuando se comparan con aquellos de consumidores de redes tróficas basadas en plantas con fotosíntesis C3 (Hobson *et al.*, 1996). El fraccionamiento de los isótopos de carbono se estima en aproximadamente un 1 ‰ entre la fuente y el consumidor (presa-depredador, o productor primario-consumidor) por lo que el valor de $\delta^{13}\text{C}$ de un organismo servirá para identificar el origen de la producción primaria en la red trófica en la que se ubica ese determinado organismo. La magnitud precisa de este cambio dependerá de cómo se incorpora o elimina el isótopo pesado ^{13}C durante procesos metabólicos. En la respiración se excreta selectivamente el isótopo ligero ^{12}C con el CO_2 de modo que los isótopos pesados ^{13}C se acumulan en los tejidos que son después consumidos por otros animales de nivel trófico más alto. El fraccionamiento de los isótopos de nitrógeno se estima en valores que oscilan entre 3 y 4 ‰ entre una fuente y su consumidor por lo que se utilizan habitualmente para describir los niveles tróficos de los organismos. Durante los procesos de transaminación y desaminación se excreta preferentemente el isótopo ligero de modo que se produce un

enriquecimiento en ^{15}N en cada nivel trófico (Hobson *et al.* 1996). Dada su capacidad para identificar fuentes de materia orgánica y elucidar aportes de nutrientes de unos sistemas a otros, cada vez más trabajos examinan el intercambio de nutrientes y energía entre ecosistemas marinos y terrestres utilizando esta herramienta (Hobson & Ramsay, 1991; Pond & Gilmour, 1997; Cree *et al.*, 1999).

4.2.- MATERIAL Y MÉTODOS

Se llevó a cabo el análisis de los perfiles isotópicos de muestras de piel de 126 individuos diferentes de delfín mular; 50 de ellas procedentes del área de estudio y 76 de áreas más o menos cercanas (Baleares, Comunidad Valenciana, Golfo de Cádiz, Galicia y País Vasco). 62 de las muestras se consiguieron por el método de biopsias remotas, y las otras 64 correspondían a animales varados en la costa.

Se analizaron además 74 muestras de músculo de delfines varados (40 del atlántico norte peninsular (Galicia y País Vasco), 3 del Golfo de Cádiz, 1 del Estrecho de Gibraltar, 2 del mar de Alborán y 29 del área mediterránea)

También, se compararon los valores de 10 especies de peces e invertebrados que se muestrearon en al menos tres de las cuatro áreas de interés. Se utilizaron en total 76 muestras de las siguientes especies:

Nombre común	Nombre científico	n
Aligote, besuguito	<i>Pagellus acarne</i>	15
Caballa	<i>Scomber scombrus</i>	14
Calamar	<i>Loligo vulgaris</i>	5
Dorada	<i>Spaurus aurata</i>	6
Gamba blanca	<i>Parapenaeus longirostris</i>	7
Jurel común	<i>T. trachurus trachurus</i>	9
Sable	<i>Lepidopus caudatus</i>	5
Sepia	<i>Sepia officinalis</i>	5
Serrano	<i>Serranus scriba</i>	5
Voraz, Besugo	<i>Pagellus bogaraveo</i>	5
Total		76

Estas especies representan una aproximación a la dieta real de los delfines mulares, y se espera encontrar variaciones temporales (estacionales y anuales), y espaciales en la composición de la dieta.

4.2.1.- Métodos de campo

El delfín mular en el mar Mediterráneo es una especie clasificada bajo el epígrafe “Vulnerable” en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, y dado el carácter agresivo de la metodología, se puso especial atención en la reacción de los animales a los disparos.

Se realizaron entre Enero de 2003 y Junio de 2006, 11 campañas de mar de 10 días de duración, cuyo principal objetivo fue la obtención de muestras de piel y grasa de delfines mulares mediante el procedimiento de biopsias remotas. Durante estas campañas dedicadas a la toma de biopsias se avistaron 39 grupos de delfines mulares, de los cuales sólo 15 fueron susceptibles de ser muestreados. El resto de grupos, bien por la presencia de crías, bien por su comportamiento esquivo, o por el mal estado de la mar (3 o más en la escala Douglas), no se consideraron apropiados para el intento de biopsias.

Todas las muestras se consiguieron por el método de biopsias remotas, utilizando una ballesta de 75 libras de potencia (Barnett Ranger II) armada con un dardo con puntas de biopsia calibradas para ser utilizadas en delfines mulares en verano (cuando se supone que la capa de grasa es más fina) de modo que se asegura que la herida producida por la punta nunca llegará a tocar el tejido muscular. La fotografía 4.1 muestra la ballesta armada y el detalle de las puntas utilizadas. Las puntas miden 25mm de largo (de los que aproximadamente 10mm se enroscan en la flecha), y 8mm de diámetro.



Fotografía 4.1.- Ballesta armada y puntas de biopsia utilizadas.

La flecha se dispara cuando los animales están situados a una distancia entre 6 y 15 metros. Se dispara a los delfines cuando salen a respirar y se apunta al costado justo bajo la aleta

dorsal. La punta del dardo penetra en el cuerpo del animal aproximadamente un centímetro, y rápidamente se libera, reteniendo una pequeña muestra de piel y grasa que se utilizará para el análisis. Antes de cada disparo la punta se limpia con agua jabonosa y lejía y se esteriliza de modo que no se transmiten agentes patógenos al animal y además se asegura que la muestra no está contaminada por restos de muestras anteriores.

Para cada disparo se completó la hoja de datos correspondiente incluyendo los datos relativos al avistamiento (fecha, posición, hora), la hora exacta del disparo (para obtener luego la posición exacta), el acierto o fallo del disparo, la reacción del animal biopsiado y del resto del grupo, y otros datos como el nombre del tirador y de la persona que toma los datos.

Al ser un procedimiento invasivo con riesgo de molestias graves para los delfines y al tratarse de una especie protegida se analizaron con detalle las reacciones de los individuos a los intentos de biopsia. El detalle de este análisis, los resultados y las recomendaciones pertinentes se incluyen en el Anexo II de este documento.

Las muestras de animales varados fueron proporcionadas por los distintos centros de recuperación y asistencia a varamientos con permiso para toma de muestras; Cemma en Galicia, Ambar en País Vasco, Crema en Andalucía, Promar en la provincia de Almería, y por el biólogo municipal del Ayuntamiento de Torrevieja.

Las muestras de peces se consiguieron en embarques en barcos pesqueros o directamente a la llegada de estos a puerto.

4.2.2.- Métodos de laboratorio

Cada una de las muestras obtenidas fue congelada inmediatamente después de su consecución en alta mar. La fotografía 4.2 muestra una biopsia completa momentos antes de su procesado. Una vez en tierra se procede a la separación de la piel de la grasa. La muestra se guarda en un vial de plástico o en papel de aluminio y se mantiene congelada hasta el momento de su análisis.



Fotografía 4.2.- Muestra conseguida por el procedimiento de biopsia remota.

Una vez en el laboratorio la porción de piel dedicada al análisis de isótopos estables se puso a secar en la estufa a 70° C durante 24 horas y posteriormente se pulverizó en un mortero de ágata.

La presencia de gran cantidad de lípidos en las muestras a analizar suponen un sesgo en los valores finales $\delta^{13}\text{C}$ ya que durante el metabolismo de los lípidos se discrimina en contra del isótopo pesado más eficazmente que en otras rutas metabólicas, (Morin y Lesage, 2003) de modo que es necesario extraerlos y eliminarlos de la muestra antes del análisis. Para ello se siguió el protocolo propuesto por (Morin y Lesage, 2003). Se trata de una modificación del método de Folch para extraer lípidos (Folch *et al.*, 1957).

Debido al pequeño tamaño de la muestra, en este caso se trabajó con el total de tejido disponible, al que se añadió, en un tubo de vidrio, 10 mililitros de cloroformo/metanol (2:1 v/v). Para asegurar la total disolución y facilitar el acceso del disolvente polar a los lípidos, cada muestra se agitó en un agitador automático durante 10 minutos. Una vez agitada la muestra se mantuvo durante una noche (al menos 12 horas) a 4° C. Tras este proceso, la muestra se centrifugó a 750 rpm durante 10 minutos y se eliminó el sobrenadante. La extracción se repitió dos veces más a temperatura ambiente y por periodos de una hora. Las muestras se dejaron secar en un desecador durante una noche (al menos 12 horas). El residuo sólido, fue disuelto en 10 ml de agua destilada, y se agitó en un agitador automático durante 5 minutos, se centrifugó durante 10 minutos a 1200 rpm y se eliminó el sobrenadante. El proceso de aclarado con agua destilada se repitió en dos ocasiones y el residuo sólido se dejó secando en la estufa a 50° C durante unas 24 horas, dependiendo de las necesidades concretas en cada caso. Una vez seca, la muestra se volvió a pulverizar en el mortero de ágata y se envió al laboratorio de espectrometría de masas de relaciones isotópicas.

Las muestras procedentes de animales varados y de peces se procesaron del mismo modo, utilizando 0,2 gramos de tejido seco pulverizado y 10 mililitros de disolvente cloroformo/metanol 2:1 v/v

4.2.3.- Métodos de análisis estadístico

La exploración de los datos en busca de diferencias según lugares de procedencia de las muestras se llevó a cabo utilizando el análisis de la varianza (ANOVA) o el test de Kruskal – Wallis cuando fue necesario.

Para comprobar la existencia o no de “fronteras” entre poblaciones de delfines mulares, cada muestra se asignó según su localización a una de estas 4 áreas: Atlántica, Estrecho de Gibraltar, mar de Alborán, Mediterráneo. Se exploran de este modo las dos posibles fronteras, el Estrecho de Gibraltar, y el frente oceanográfico Almería-Orán. La existencia de diferencias entre estas cuatro áreas se analizó mediante un Test de Kruskal Wallis, en el que la variable respuesta es el valor δ correspondiente ($\delta^{15}\text{N}$ o $\delta^{13}\text{C}$) y la variable explicativa es el factor “procedencia de la muestra” con cuatro niveles (Atlántico, Estrecho de Gibraltar, mar de Alborán y Mediterráneo).

Cuando fue necesario se realizó además, un test de comparaciones múltiples para identificar las diferencias entre los distintos niveles del factor analizado. El procedimiento es el implementado en el programa de análisis “*Statistica*”. Se calculan los valores z para cada nivel del factor con todos los demás y las probabilidades asociadas en un test de dos colas.

En algunos casos se decidió trabajar con las muestras agrupadas en áreas más grandes a causa del pequeño tamaño muestral de muchos de los lugares de muestreo.

Los resultados se analizaron con el programa informático “*Statistica*”.

4.3 RESULTADOS

Se consiguieron en total 62 muestras con un 78,8 % de acierto.

4.3.1.- Resultados de las muestras de piel

La procedencia y el número de muestras de piel analizadas se presenta en la tabla 4.1.

Tabla 4.1.- Procedencia de las muestras analizadas.

Procedencia Piel	n
Almería	17
Isla de Alborán	2
Estrecho de Gibraltar	29
Granada	1
Baleares	1
Cádiz (sector atlántico)	12
Huelva	4
Málaga	2
Galicia	37
País Vasco	3
Valencia	20

Uno de los animales varados en el Golfo de Cádiz, era una cría lactante con restos de leche en el estómago. En este caso no se dispone de información relativa a la madre de la cría analizada, pero si se tiene información de 3 hembras adultas muestreadas en la misma zona que el animal lactante. (Golfo de Cádiz).

Si se considera que la cría se encuentra un nivel trófico por encima de los adultos de la misma área, la diferencia entre ambos valores se puede considerar el fraccionamiento que existe para la especie. El valor $\delta^{15}\text{N}$ medio medido en piel de los animales adultos es 13,93‰ y el medido en la cría es 14,87‰, 0,94 unidades por encima. El valor $\delta^{13}\text{C}$ medio medido en piel de los animales adultos es -16,56‰ y el medido en la cría es -15,45‰, 1,11 unidades por encima. En el resto de análisis no se incluyó el dato correspondiente a la cría lactante.

Ninguna de las dos variables ($\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$) sigue una distribución normal, ($\delta^{15}\text{N}$, Shapiro-Wilk $W=0.96288$, $p=0.00195$; y $\delta^{13}\text{C}$, Shapiro-Wilk $W=0.96754$, $p=0.00487$)

La figura 4.1 representa los valores medidos para $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en la piel de los diferentes animales muestreados según su procedencia.

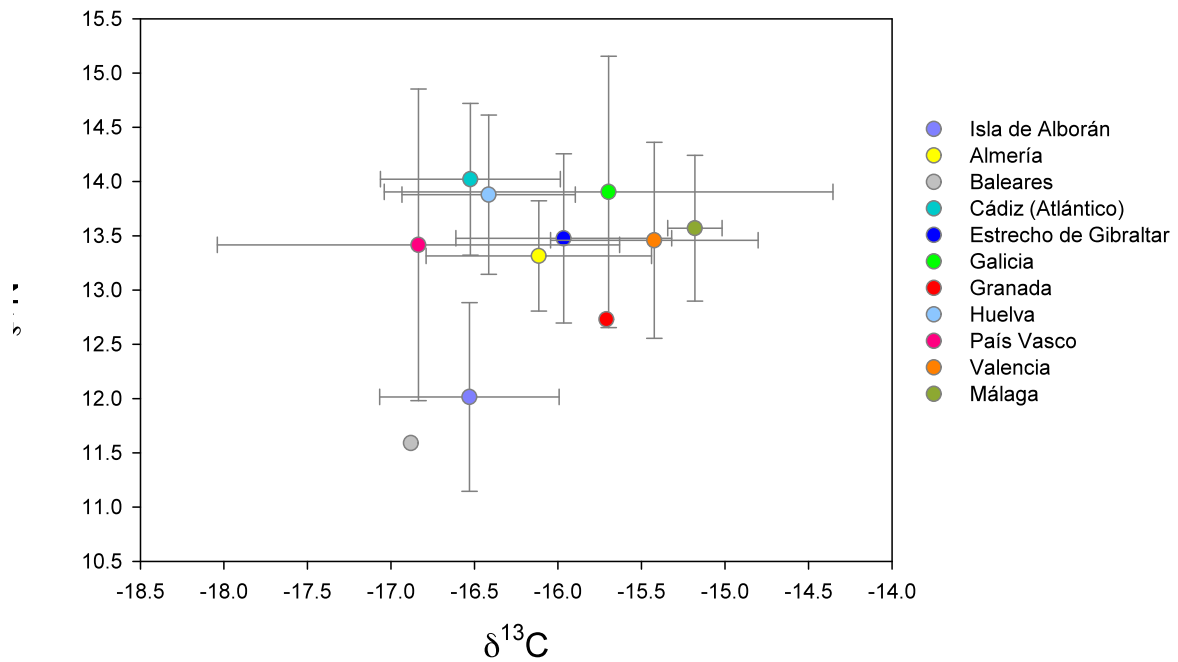


Figura 4.1.- Valores medios y desviaciones estándar para $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ medidos en piel de delfín mular según su procedencia

En la exploración visual de los datos se puede apreciar que las muestras se distribuyen siguiendo un gradiente, y que aunque algunas están más enriquecidas que otras en realidad no se observan diferencias importantes entre valores de diferentes áreas, salvo las muestras recogidas en la Isla de Alborán o en el archipiélago Balear.

La tabla 4.2 muestra los valores medios, y desviaciones estándar para cada una de los lugares de procedencia de las muestras.

Tabla 4.2. Valores $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ medios y desviaciones estándar medidos en piel de delfines mulares de las diferentes áreas.

ÁREA/PROVINCIA	Media $\delta^{13}\text{C}$	Desviación estándar $\delta^{13}\text{C}$	Media $\delta^{15}\text{N}$	Desviación estándar $\delta^{15}\text{N}$
Isla de Alborán	-16.53	0.5374	12.01	0.8697
Almería	-16.11	0.6752	13.31	0.5082
Baleares	-16.88		11.59	
Cádiz (Sector atlántico)	-16.52	0.5387	14.02	0.6991
Estrecho de Gibraltar	-15.96	0.6457	13.47	0.7793
Galicia	-15.69	1.3432	13.90	1.2508
Málaga	-15.18	0.1626	13.57	0.6718
Granada	-15.71		12.73	
Huelva	-16.41	0.5188	13.87	0.7340

País Vasco	-16.83	1.2041	13.41	1.4361
Valencia	-15.42	0.6212	13.45	0.9028

Se observa en la figura y se comprueba en la tabla que las muestras procedentes de Galicia y el País Vasco tienen mayor rango de variación que las del resto de localizaciones. Se observa también que las muestras procedentes de las dos localizaciones del Golfo de Cádiz (Sector atlántico de Cádiz y Huelva) tienen valores delta muy parecidos para ambos isótopos y rangos de variación también muy similares. Algo parecido sucede con las muestras del Estrecho de Gibraltar y de Almería, con pequeñas diferencias en los valores medios y desviaciones estándar similares.

4.3.1.1.- Resultados de los isótopos de nitrógeno en piel

Las diferentes localizaciones se ordenan, atendiendo al valor medio $\delta^{15}\text{N}$, según el siguiente gradiente: Baleares < Isla de Alborán < Granada < Almería < Valencia < País Vasco < Estrecho de Gibraltar < Málaga < Huelva < Galicia < Cádiz (sector atlántico). Parece que existe un ligero gradiente con valores más enriquecidos en aguas atlánticas y más empobrecidos en el Mediterráneo (excepto las muestras procedentes de Málaga). Las figuras 4.2 y 4.3 muestran este gradiente.

En el test de Kruskal Wallis no se han incluido las localizaciones con $n \leq 2$ (Granada, Baleares, Málaga y la Isla de Alborán). El resultado del test realizado para detectar diferencias en los valores $\delta^{15}\text{N}$ según la procedencia de la muestra no fue significativo ($H = 8.098910$ $p = 0.2309$).

Sí es significativo el resultado del test Kruskal-Wallis con todas las muestras (incluyendo las de Granada, Baleares, Málaga y la Isla de Alborán) agrupadas en tres grandes áreas (Mediterráneo, Estrecho de Gibraltar y Atlántico) ($H = 10.10494$ $p = 0.0064$). El test de comparaciones múltiples muestra diferencias significativas entre las muestras procedentes del Atlántico y las del Mediterráneo, pero ninguna de ellas es significativamente distinta del Estrecho de Gibraltar (ver tabla 4.3).

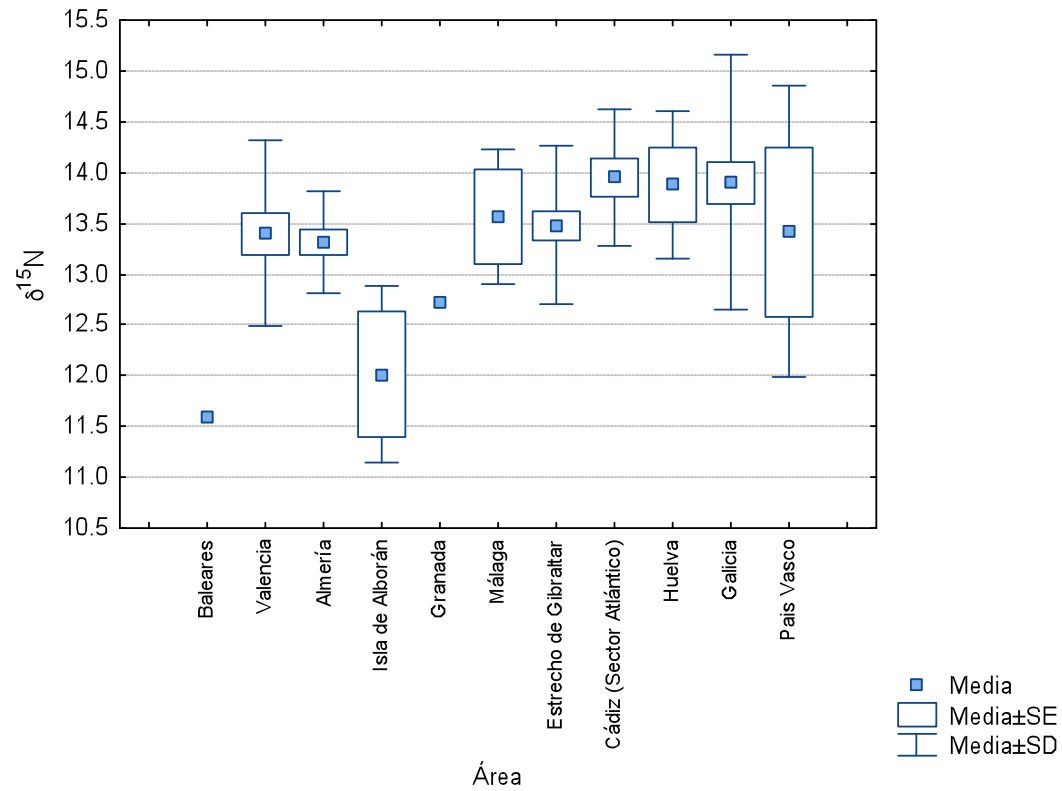


Figura 4.2.- Valores medios y desviaciones estándar para $\delta^{15}\text{N}$ medidos en piel de delfín mular según la provincia de muestreo

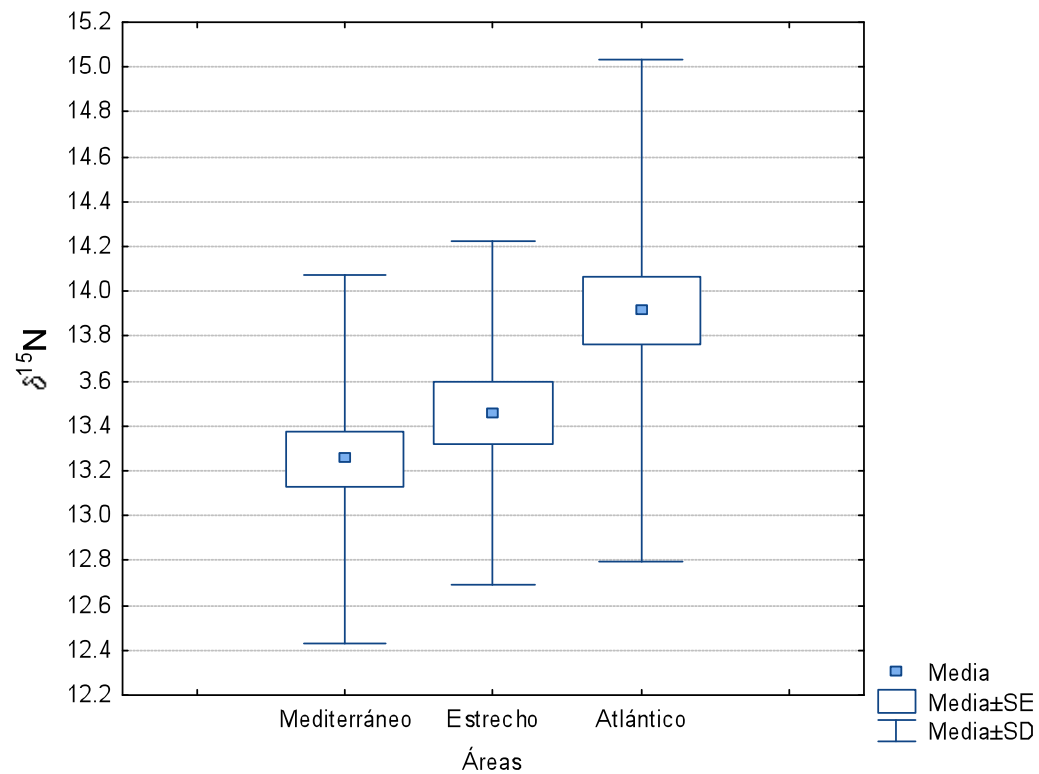


Figura 4.3.- Valores medios y desviaciones estándar para $\delta^{15}\text{N}$ medidos en piel de delfín mular según su procedencia

Tabla 4.3. Resultados del test de comparaciones múltiples de valores $\delta^{15}\text{N}$ medidos en diferentes áreas. Resultados significativos en rojo

Área	Mediterráneo	Estrecho de Gibraltar	Atlántico
Mediterráneo		0.795123	0.004982
Estrecho de Gibraltar	0.795123		0.274662
Atlántico	0.004982	0.274662	

El test de Kruskal -Wallis que se realizó con las muestras agrupadas en 4 subáreas con el objetivo de encontrar “fronteras” también resultó significativo ($H = 9.336569$ $p = 0.0251$). La figura 4.4 muestra las diferencias entre áreas.

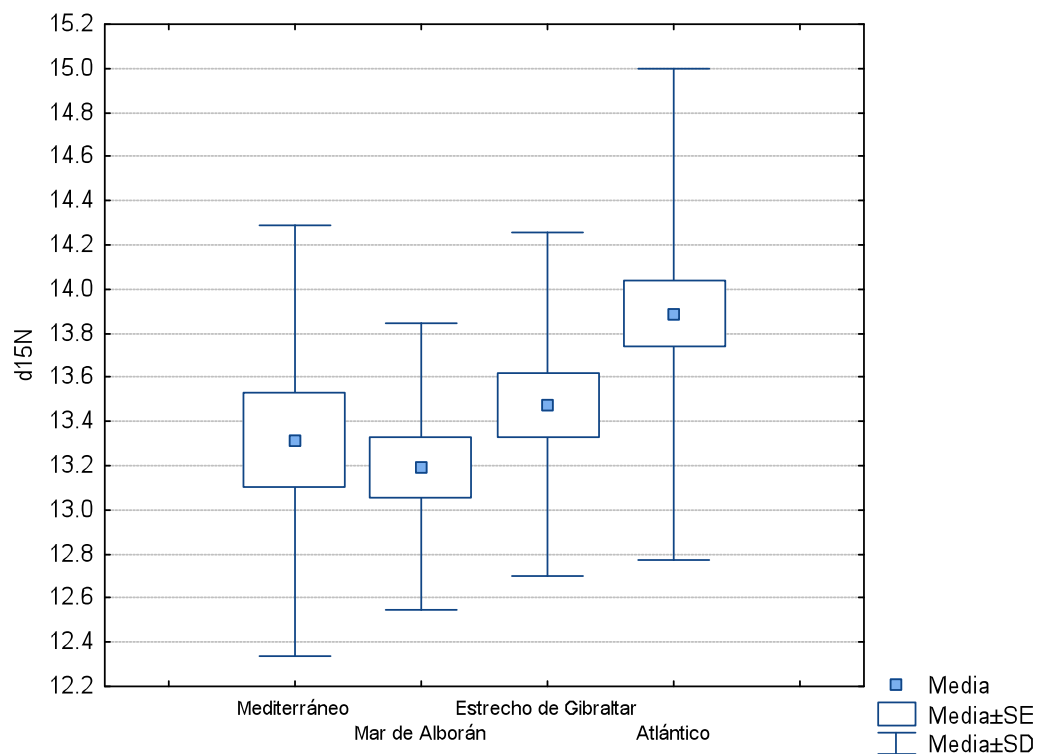


Figura 4.4.- Valores medios y desviaciones estándar para $\delta^{15}\text{N}$ medidos en muestras de delfín mular una vez agrupadas por subárea.

El test de comparaciones múltiples no encontró diferencias significativas entre las muestras procedentes de las distintas áreas.

4.3.1.2- Resultados de los isótopos de carbono en piel

Las diferentes localizaciones se ordenan, atendiendo al valor medio $\delta^{13}\text{C}$ del siguiente modo: Almería < Isla de Alborán < Estrecho de Gibraltar < Granada < Baleares < Cádiz (sector atlántico) < Huelva < Málaga < Galicia < País Vasco < Valencia. La figura 4.5 ilustra este resultado.

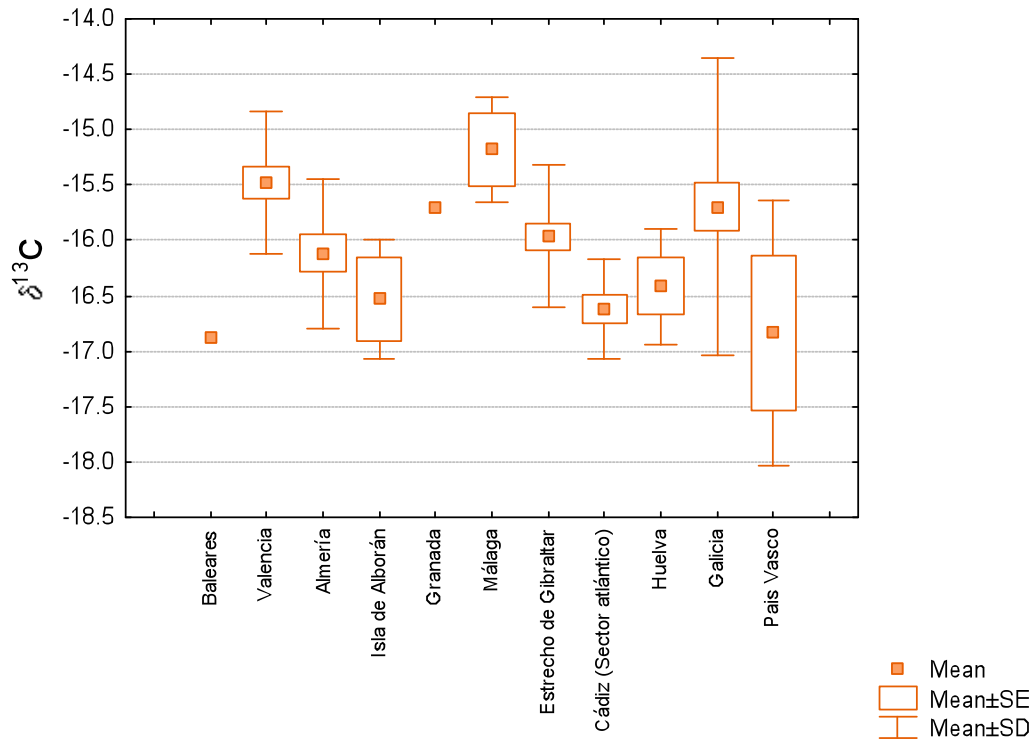


Figura 4.5.- Valores medios y desviaciones estándar para $\delta^{13}\text{C}$ medidos en piel de delfín mular según su procedencia

El test de Kruskal-Wallis encontró diferencias en los valores $\delta^{13}\text{C}$ entre provincias ($H = 17.92807$, $p = 0.0064$), en esta prueba no se incluyeron las localizaciones con $n \leq 2$ (Granada, Baleares, Málaga y la Isla de Alborán). El test de comparaciones múltiples encontró diferencias significativas únicamente entre las muestras procedentes de Valencia y del sector atlántico de Cádiz ($p = 0.002893$).

En este caso sin embargo no se observa gradiente entre aguas atlánticas y mediterráneas (Kruskal Wallis $H = 3.825497$, $p = 0.1477$). La figura 4.6 presenta los valores $\delta^{13}\text{C}$ medidos en muestras procedentes del Atlántico, del Estrecho de Gibraltar, y del mar Mediterráneo.

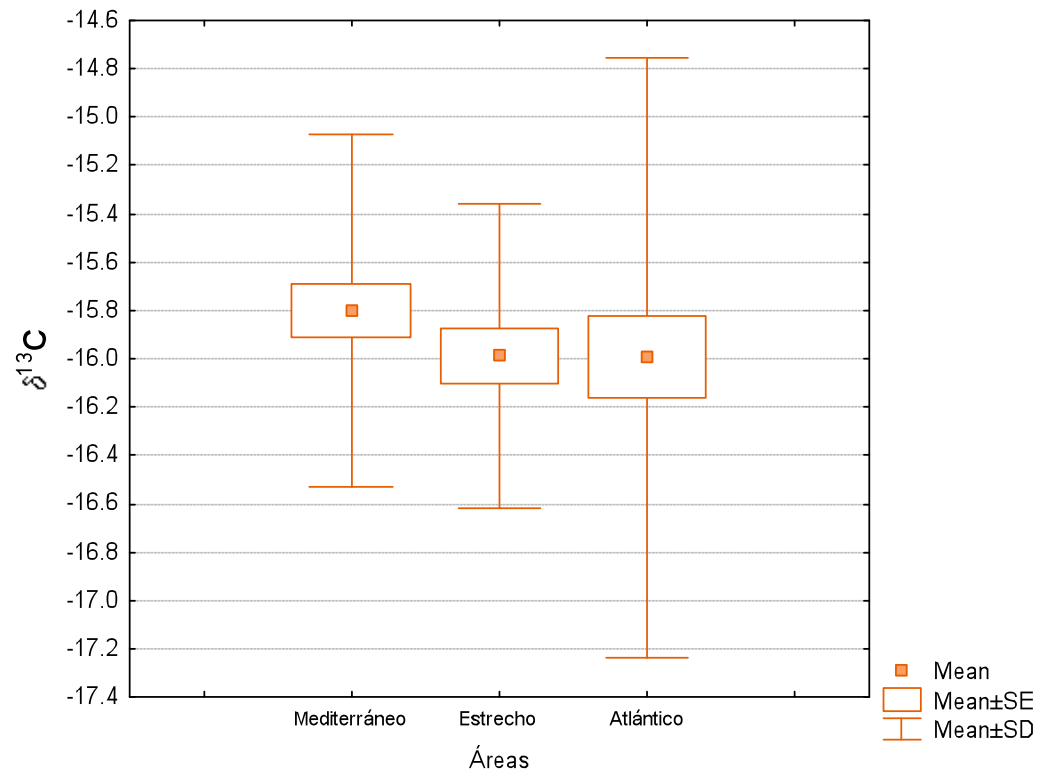


Figura 4.6.- Valores medios y desviaciones estándar para $\delta^{13}\text{C}$ medidos en piel de delfín mular según su área de procedencia

Cuando se repite el análisis considerando las cuatro áreas más generales (aquellas que definen “fronteras”), el resultado es significativo ($H = 8.282863$ $p = 0.0405$). La figura 4.7 ilustra estos resultados.

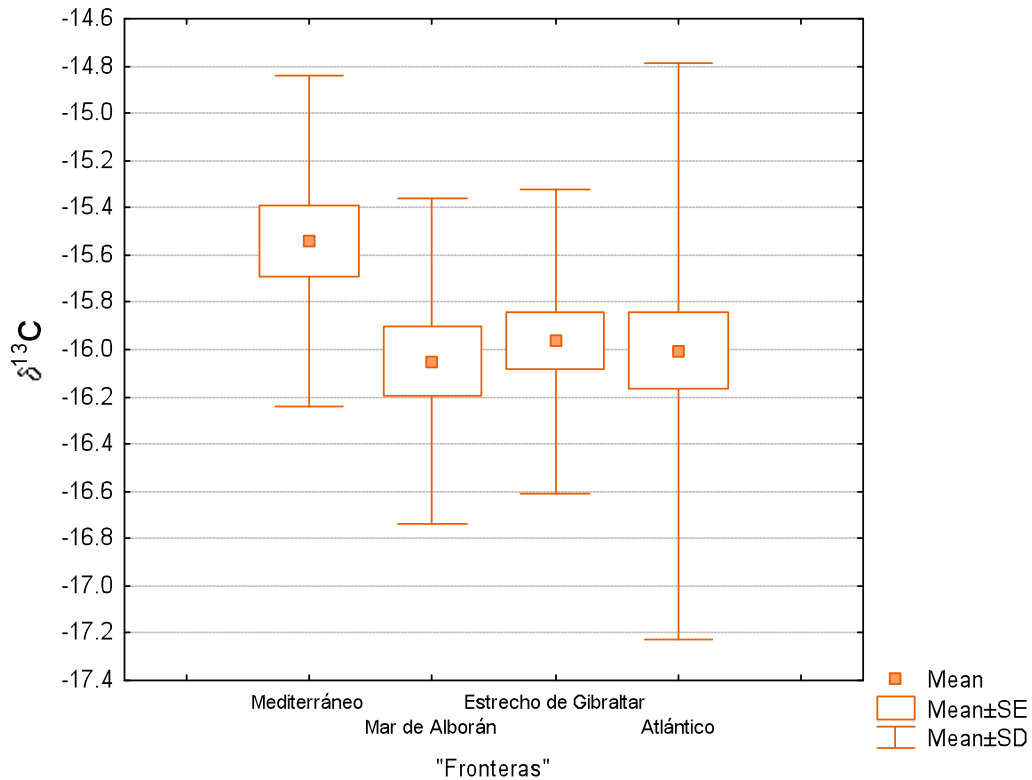


Figura 4.7.- Valores medios y desviaciones estándar para $\delta^{13}\text{C}$ medidos en piel de delfín mular según su procedencia

4.3.2.- Resultados de las muestras de músculo

La procedencia del total de las muestras de músculo analizadas se presenta en la tabla 4.4.

Tabla 4.4.- Procedencia de las muestras de músculo analizadas.

Procedencia	n
Alicante	1
Almería	1
Cádiz (sector atlántico)	3
Estrecho de Gibraltar	1
Galicia	38
Málaga	1
País Vasco	2
Valencia	28

La tabla 4.5 muestra los valores medios, y desviaciones estándar para cada una de los lugares de procedencia de las muestras. Y la figura 4.8 muestra en el plano los mismos resultados.

Tabla 4.5. Valores $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ medios y desviaciones estándar medidos en músculo de delfines mulares de las diferentes áreas.

Provincia	Media $\delta^{15}\text{N}$	Desviación estándar $\delta^{15}\text{N}$	Media $\delta^{13}\text{C}$	Desviación estándar $\delta^{13}\text{C}$
Alicante	13.10		-15.78	
Almería	12.69		-17.20	
Cádiz	14.08	3.0063	-16.09	1.1332
Estrecho	14.60		-15.92	
Galicia	13.84	1.3630	-15.55	1.1284
Málaga	14.04		-14.85	
País Vasco	13.28	1.4248	-17.49	1.0147
Valencia	13.25	0.6027	-16.07	0.3637

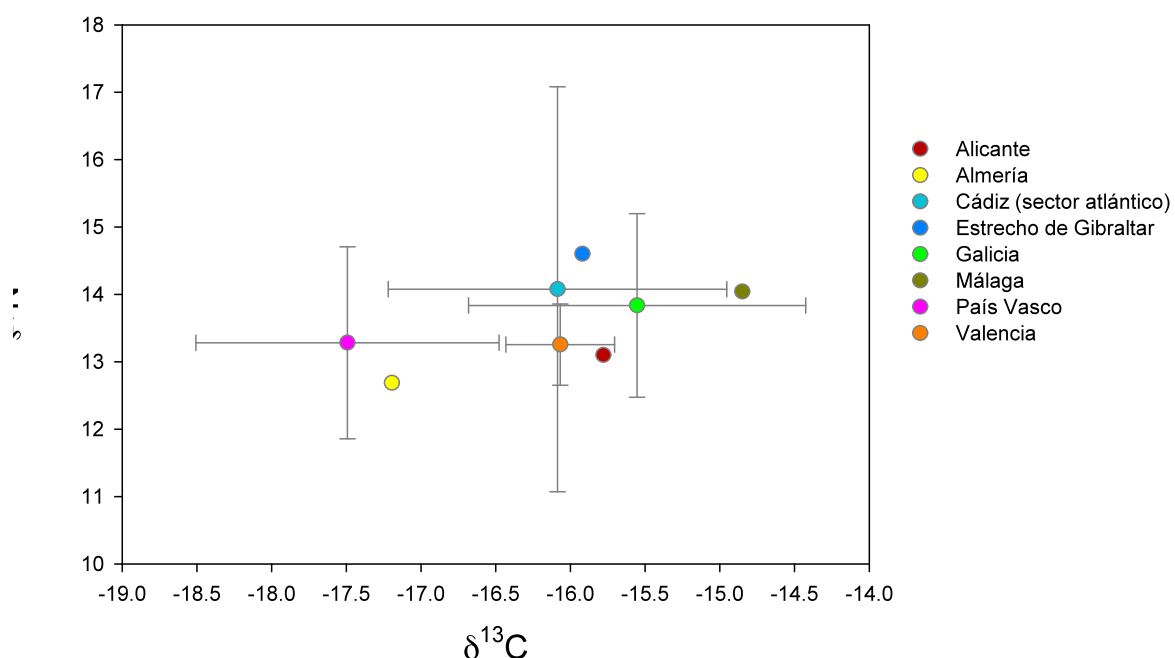


Figura 4.8.- Valores medios y desviaciones estándar para $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ medidos en músculo de delfín mular según su procedencia

Las distintas localizaciones se ordenan a lo largo del eje del carbono con cierta variabilidad entre ellas, de modo que las muestras del País Vasco y de Almería están más empobrecidas que las del Estrecho de Gibraltar, el sector atlántico de Cádiz, Valencia, Alicante y Galicia, y estas a su vez están más empobrecidas que la muestra procedente de Málaga. En el eje del nitrógeno existe menos variabilidad con todas las localizaciones en un rango de menos de 2 unidades delta.

Si se comparan los diagramas de valores isotópicos medidos en muestras de piel y en muestras de músculo se detectan algunas diferencias interesantes y también algunas similitudes. En ambos casos las muestras procedentes de Málaga son las más enriquecidas en carbono pesado, y las del País Vasco las más empobrecidas. En el eje del nitrógeno también cambian algunas posiciones relativas, de modo que las muestras de Almería siguen siendo las más empobrecidas de entre las localizaciones con muestras de piel y músculo, ligeramente más enriquecidas aparecen las muestras del País Vasco, las de Valencia, Málaga y Galicia, y aún, un poco más enriquecidas aparecen las del sector atlántico de la provincia de Cádiz y la muestra del Estrecho de Gibraltar. Otra diferencia interesante es que las muestras de piel del Estrecho de Gibraltar y de Almería tienen valores isotópicos muy parecidos, sin embargo los valores de las muestras de músculo para esas mismas localizaciones son muy diferentes.

4.3.2.1.- Resultados de los isótopos de nitrógeno en músculo

Las diferentes localizaciones se ordenan, atendiendo al valor medio $\delta^{15}\text{N}$, del siguiente modo: Almería < Alicante < Valencia < País Vasco < Galicia < Málaga < Cádiz (sector atlántico) < Estrecho de Gibraltar. La figura 4.9 muestra los valores $\delta^{15}\text{N}$ medios y desviaciones estándar en cada provincia muestreada.

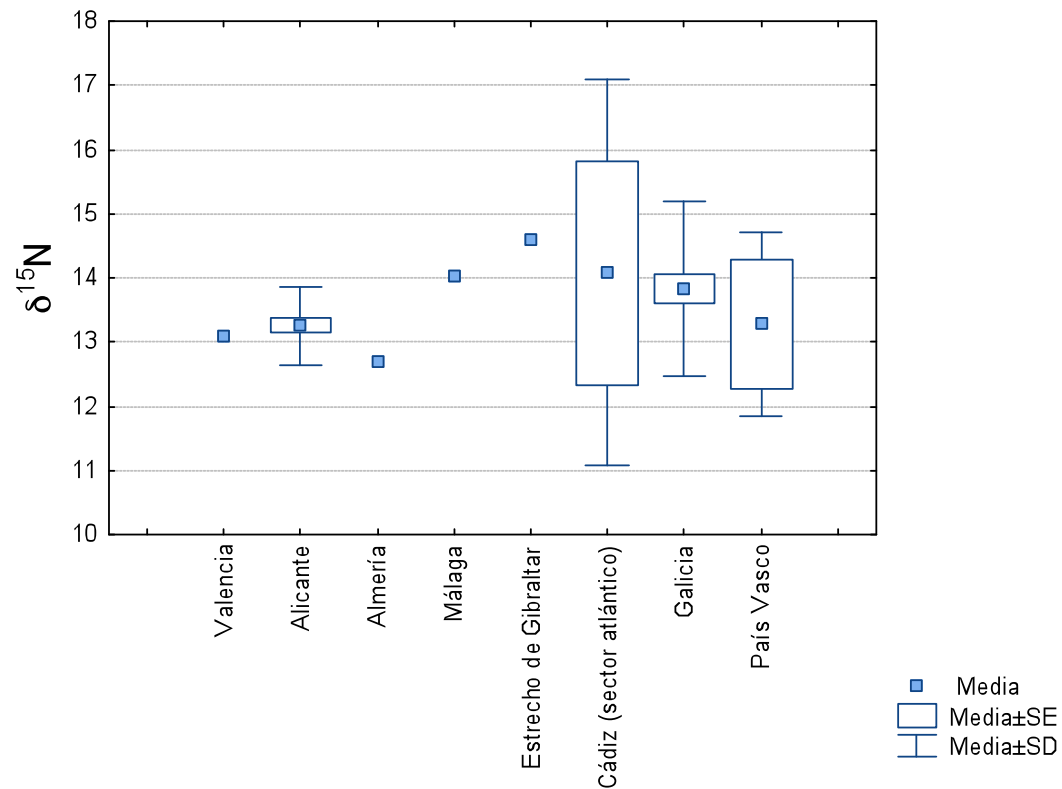


Figura 4.9.- Valores medios y desviaciones estándar para $\delta^{15}\text{N}$ medidos en músculo de delfín mular según su procedencia

De los 8 emplazamientos muestreados, únicamente tres tienen más de 2 muestras (Galicia, Valencia y el sector atlántico de Cádiz), de modo que se ha trabajado directamente con las muestras agrupadas en áreas más grandes.

El test Kruskal-Wallis con todas las muestras agrupadas en tres grandes áreas (Mediterráneo, Estrecho de Gibraltar y Atlántico) no encontró diferencias significativas entre áreas ($H = 3.0837$, $p = 0.2140$). La figura 4.10 ilustra este resultado.

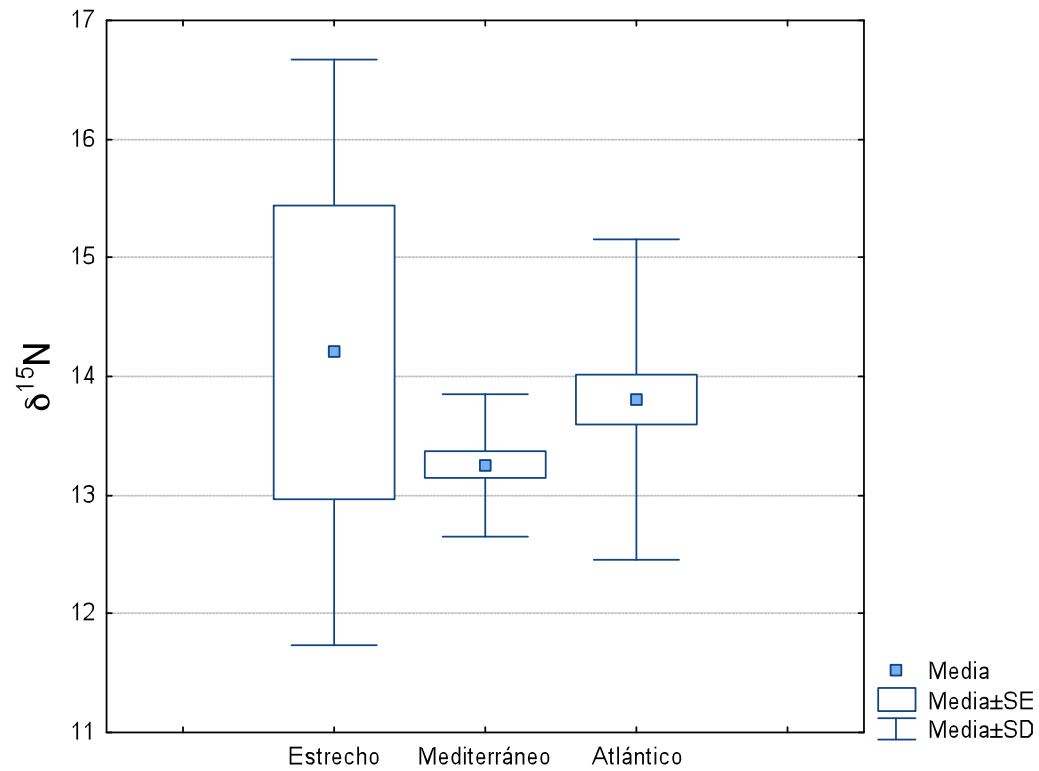


Figura 4.10.- Valores medios y desviaciones estándar para $\delta^{15}\text{N}$ medidos en músculo de delfín mular según el área de procedencia

El test de Kruskal -Wallis que se realizó con las muestras agrupadas en 4 subáreas con el objetivo de encontrar “fronteras” tampoco resultó significativo ($H = 3.176501$ $p = .3652$). La figura 4.11 muestra las diferencias entre estas 4 subáreas.

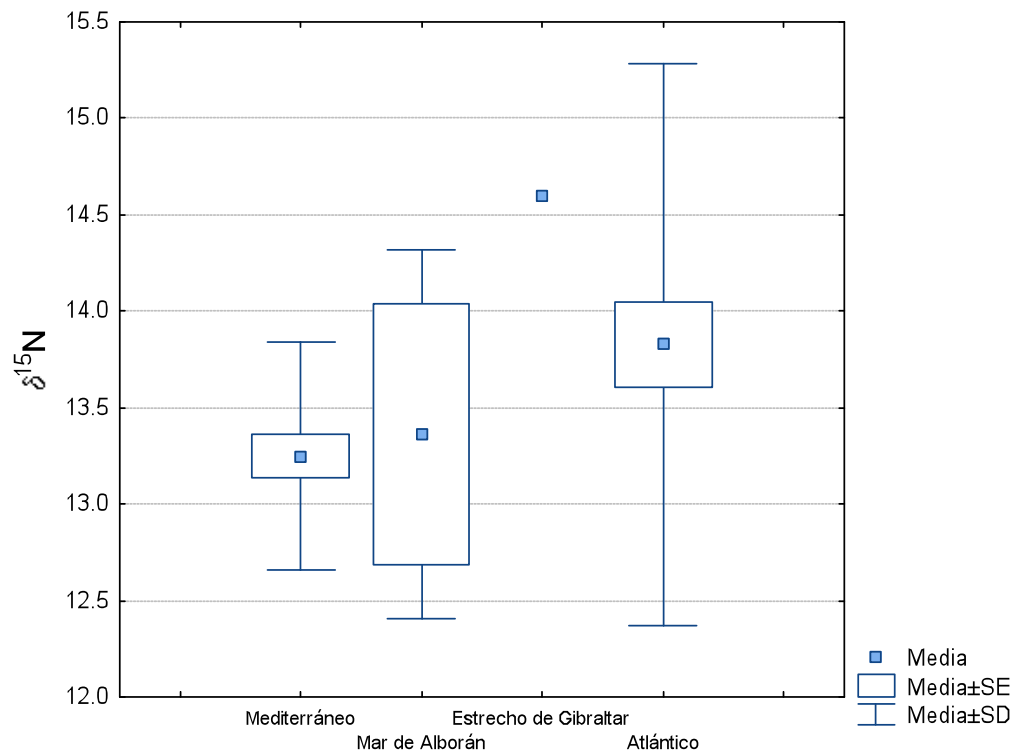


Figura 4.11.- Valores medios y desviaciones estándar para $\delta^{15}\text{N}$ medidos en muestras de delfín mular una vez agrupadas por subárea.

4.3.1.2- Resultados de los isótopos de carbono en músculo

Las diferentes localizaciones se ordenan, atendiendo al valor medio $\delta^{13}\text{C}$ del siguiente modo: País Vasco < Almería < Cádiz (sector atlántico) < Valencia < Estrecho de Gibraltar < Alicante < Galicia < Málaga. Los valores medios y sus correspondientes desviaciones estándar se pueden ver en la figura 4.12.

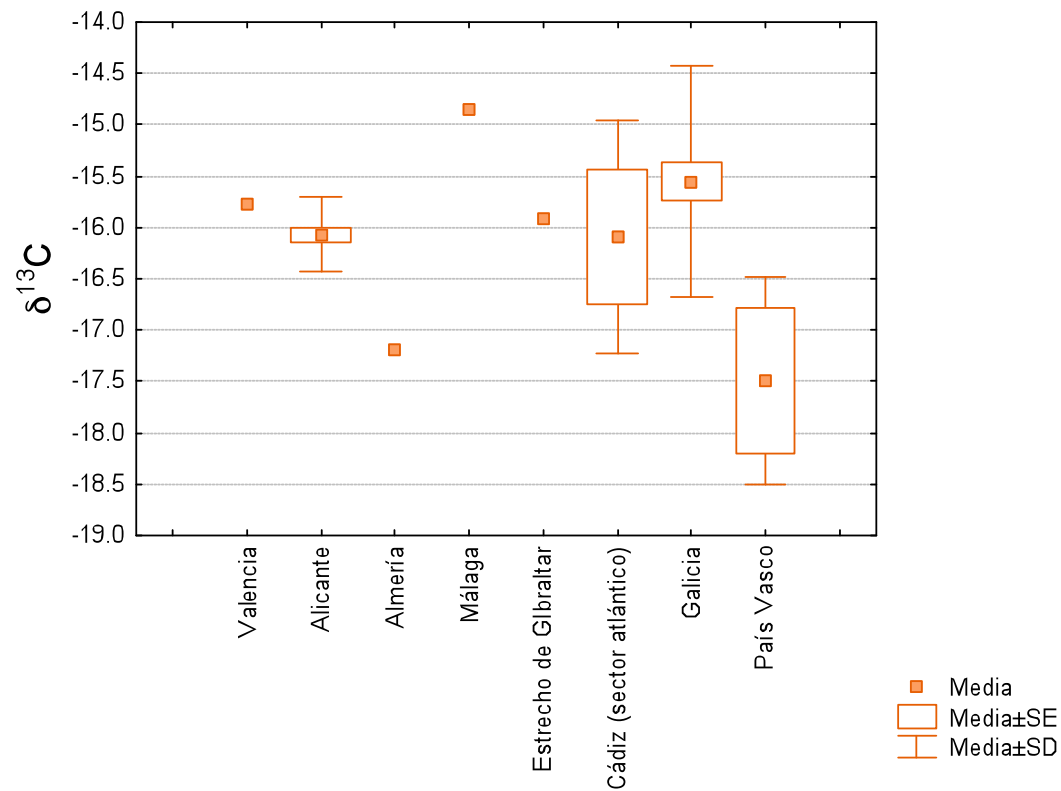


Figura 4.12.- Valores medios y desviaciones estándar para $\delta^{13}\text{C}$ medidos en músculo de delfín mular según su procedencia

Se exploraron las posibles diferencias entre valores $\delta^{13}\text{C}$ de muestras procedentes de aguas atlánticas, mediterráneas y del Estrecho de Gibraltar con un test Kruskal-Wallis que fue no significativo ($H = 1.770629$ $p = 0.4126$). La figura 4.13 muestra los valores isotópicos medios y las desviaciones estándar en las tres grandes áreas.

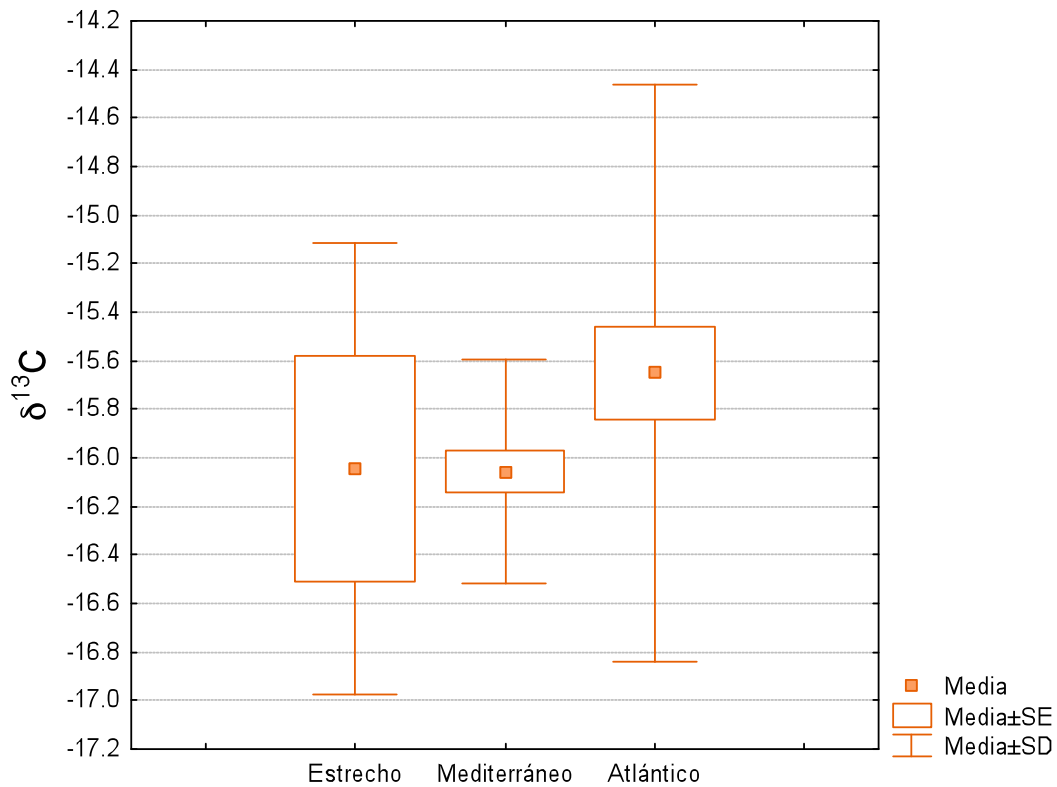


Figura 4.13.- Valores medios y desviaciones estándar para $\delta^{13}\text{C}$ medidos en músculo de delfín mular según su área de procedencia

Cuando se repite el análisis considerando las cuatro áreas más generales (aquellas que definen “fronteras” para la población de delfines mulares), el resultado no es significativo ($H=1.251776$ $p = 0.7406$). La figura 4.14 ilustra este resultado.

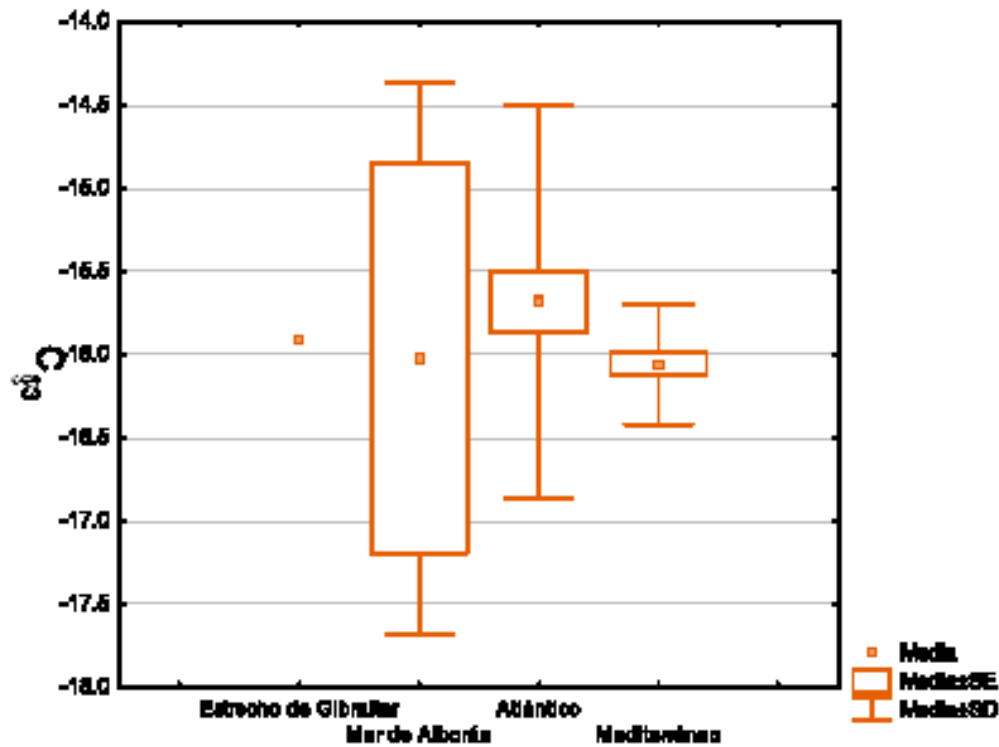


Figura 4.14.- Valores medios y desviaciones estándar para $\delta^{13}\text{C}$ medidos en piel de delfín mular según su procedencia

4.3.3.- Resultados de las muestras de peces e invertebrados

La tabla 4.6 muestra los resultados del análisis de la varianza (ANOVA) que se realizó con los datos relativos a los peces e invertebrados muestreados en cada una de las cuatro grandes subáreas en que se dividió el área de estudio (Mediterráneo, mar de Alborán, Estrecho de Gibraltar y Atlántico).

Tabla 4.6. Resultados del análisis de la varianza de valores $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ medidos en peces e invertebrados de las diferentes áreas. Resultados significativos en rojo.

	g.l.	F	p
$\delta^{15}\text{N}$	3	4.996309	0.003330
$\delta^{13}\text{C}$	3	1.929312	0.132477

Se encontraron diferencias significativas entre áreas para el caso del nitrógeno y no para el caso del carbono. La tabla 4.7 muestra el resultado del test LSD de Fisher, para explorar con más detalle las diferencias entre áreas.

Tabla 4.7. Resultados del test LSD de Fisher de valores $\delta^{15}\text{N}$ medidos en peces e invertebrados de diferentes áreas. Resultados significativos en rojo.

	mar de Alborán	Atlántico	Mediterráneo	Estrecho de Gibraltar
Mar de Alborán		0.000566	0.792487	0.666429
Atlántico	0.000566		0.033413	0.003271
Mediterráneo	0.792487	0.033413		0.977435
Estrecho de Gibraltar	0.666429	0.003271	0.977435	

Se encuentran diferencias significativas entre los valores $\delta^{15}\text{N}$ medidos en el área atlántica y el resto de lugares. En el caso del carbono, aunque no se encuentran diferencias significativas en el análisis de la varianza, parece que las muestras tomadas en el Estrecho de Gibraltar están empobrecidas en carbono respecto al resto de las muestras, Las figuras que muestran estos resultados se presentan a continuación:

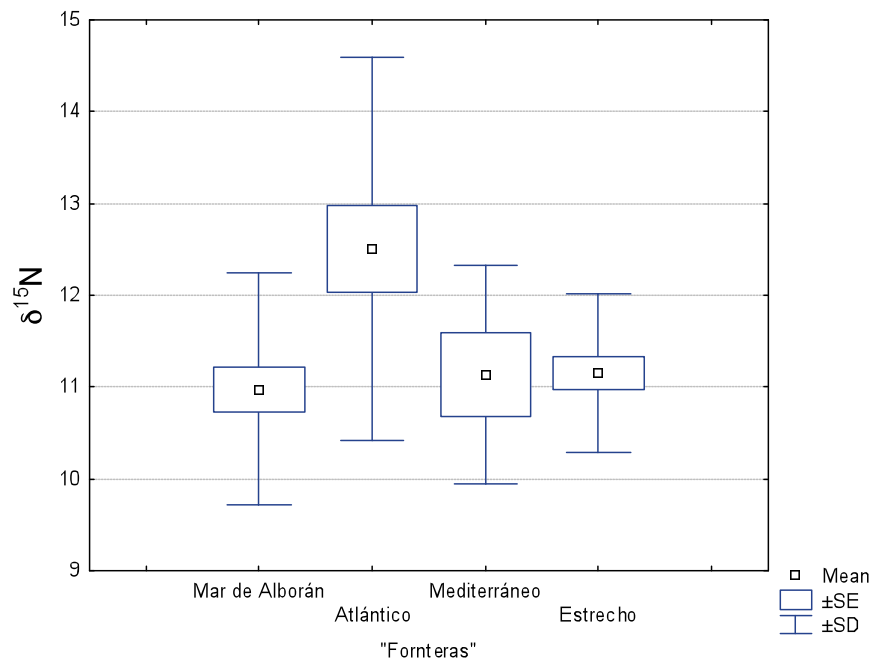


Figura 4.15.- Valores medios y desviaciones estándar para $\delta^{15}\text{N}$ medidos en peces e invertebrados según su procedencia

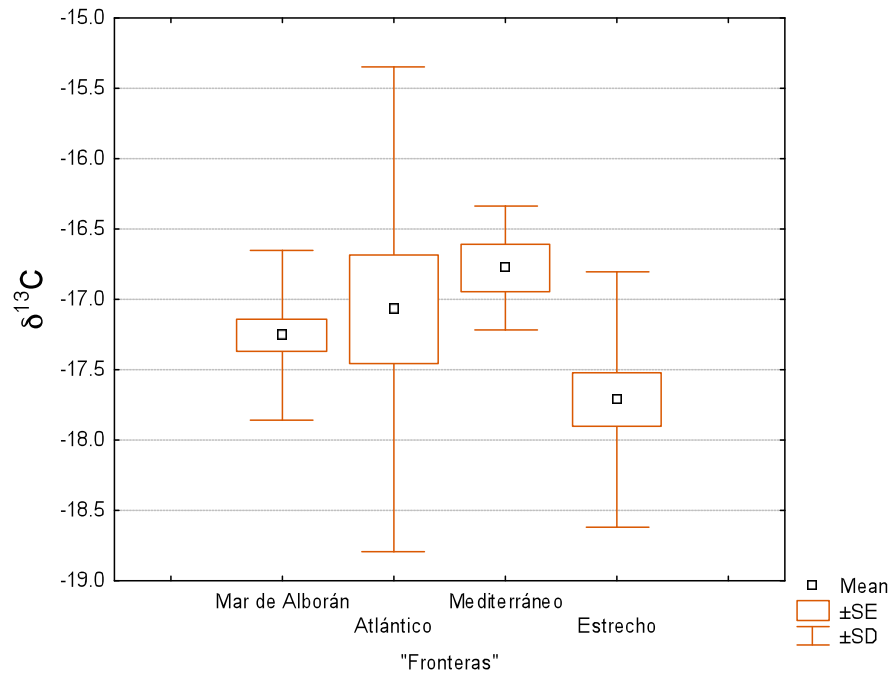


Figura 4.16.- Valores medios y desviaciones estándar para $\delta^{13}\text{C}$ medidos en peces e invertebrados según su procedencia

4.4.- DISCUSIÓN DE RESULTADOS

En los mamíferos las crías lactantes se alimentan exclusivamente de la leche materna. Se encuentran por tanto un nivel trófico por encima de sus madres, y suelen presentar valores $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ enriquecidos con respecto a ellas. La estima de fraccionamiento trófico entre la cría lactante y las hembras adultas de la misma zona es 0.94‰ en nitrógeno y 1.11‰ en carbono. El valor obtenido para el fraccionamiento del sistema isotópico del Carbono coincide con el valor teórico normalmente utilizado en la descripción de redes tróficas, sin embargo el valor del fraccionamiento obtenido para el sistema isotópico del Nitrógeno es inferior al valor teórico utilizado normalmente en este tipo de análisis (3‰). Este valor de fraccionamiento calculado para delfines mulares del golfo de Cádiz tampoco coincide con el valor obtenido por Abend y Smith en su trabajo con calderón negro del año 1997 ni con los resultados obtenidos por Lesage *et al.* en su trabajo con rorcuales comunes en Canada. (Lesage, comunicación personal) ambos encontraron un fraccionamiento igual al 1,7‰. Tampoco coincide con los resultados de los experimentos realizado en orcas en cautividad y que se presentan en el capítulo 5 de este mismo documento. Parece que la comparación de valores de hembras adultas de la misma región de donde procede la cría lactante varada no es un buen método para estimar el fraccionamiento isotópico, al menos en este caso, ya que se cuenta únicamente con una muestra de cría y con 3 de hembras adultas. Con tan pocas muestras es imposible asegurar que las diferencias encontradas se correspondan con los valores de fraccionamiento reales.

4.4.1.- En el área de estudio (mar de Alborán y Estrecho de Gibraltar)

De todas las localizaciones incluidas en este capítulo únicamente 5 forman parte del área de estudio general de la tesis (Almería, Isla de Alborán, Granada, Málaga, Estrecho de Gibraltar). En la figura general de valores isotópicos de muestras de piel en diferentes localidades (Figura 4.8) Se observa que apenas hay diferencias entre muestras del Estrecho y de Almería en ninguno de los dos isótopos. Las muestras de Málaga están más enriquecidas en carbono pero no en Nitrógeno y las de la Isla de Alborán están empobrecidas en ambos isótopos con respecto de las del Estrecho y Almería. La única muestra de la costa de Granada está ligeramente empobrecida en nitrógeno con respecto de las de Almería y Estrecho.

Se estima que la piel integra la dieta de aproximadamente 90 días (ver capítulo 5 de este mismo trabajo). Con este dato en la mano hay dos posibles explicaciones a las diferencias entre animales muestreados en la costa peninsular y animales muestreados en las inmediaciones de la Isla de Alborán. La primera y más simple es que los animales pertenecen a poblaciones distintas, con distintos hábitos tróficos. Esta explicación es coherente con los resultados obtenidos en la modelización del uso de hábitat de los delfines, de modo que los animales muestreados en la Isla de Alborán no cruzarían las aguas profundas que les separan de la costa peninsular, fenómeno ya estudiado en otras poblaciones de delfines mulares (Baird *et al.*, 2008).

La segunda explicación es que se trate de animales de la misma población que han estado al menos 90 días alimentándose en la Isla de Alborán o en algún otro lugar distinto del Estrecho o Almería. Sin embargo si existiese circulación de animales entre todas las áreas habría valores isotópicos intermedios correspondientes a individuos que en los últimos 90 días hubiesen pasado parte de su tiempo en un lugar con una dieta de valor isotópico concreto y otra parte de su tiempo en otro lugar con una dieta con valor isotópico diferente, y no hay individuos muestreados con valores intermedios. La primera explicación parece más probable, pero es imposible de comprobar sin nuevas muestras de las inmediaciones de la isla.

La explicación más sencilla para la escasa diferencia entre las muestras del Estrecho de Gibraltar y las de Almería en el otro extremo del mar de Alborán es que pertenecen a una misma población, un mismo grupo de animales que se mueve por todo el área de estudio y que hace uso de los recursos en todas partes por igual diluyendo las posibles diferencias entre presas de distintos lugares. De las cuatro especies (*Boops boops*, *Pagellus acarne*, *Scomber scombrus* y *Trachurus trachurus trachurus*) muestreadas en ambas localizaciones (Estrecho de Gibraltar y Almería), tres (*Pagellus acarne*, *Scomber scombrus* y *Trachurus trachurus*

trachurus) muestran diferencias significativas de valores $\delta^{13}\text{C}$ y dos (*Pagellus acarne* y *Trachurus trachurus trachurus*) muestran diferencias de valores $\delta^{15}\text{N}$. Sin ser concluyente (por el bajo tamaño muestral analizado) este resultado sugiere que puede haber diferencias entre peces de las distintas localizaciones aún perteneciendo a la misma especie.

Si las señales de las presas son diferentes y sin embargo la dieta de los depredadores no lo son, la conclusión lógica es que los depredadores, en este caso los delfines, se mueven y alimentan por todo el área considerada y probablemente más allá de los límites considerados en este trabajo. No se puede confirmar que todos los animales analizados pertenezcan a una sola población genética, pero sí que parece que todos ellos se mueven y utilizan activamente recursos de todas las áreas muestreadas.

4.4.2.- Alrededor de la Península Ibérica

Es posible que suceda algo parecido a lo que sucede en la costa Este de EE.UU. donde existen diferentes “stock”; algunos de ellos residentes (temporales o durante todo el año) y otros animales forman grupos migratorios o “transeúntes”, dando lugar a un mosaico de poblaciones locales complejo. Los flujos genéticos de cada uno de los “stock” con el resto son de distinta intensidad complicando aún más la estructura de la población (Hohn *et al.*, 2003; Knoff *et al.*, 2003; Smith *et al.*, 1996; Waring *et al.*, 2004, Waring *et al.*, 2007).

La utilización de los perfiles de isótopos estables para caracterizar la estructura de poblaciones es relativamente reciente. En los últimos años se han realizado trabajos con esta metodología aplicada a mamíferos marinos en el Atlántico Noroeste (Lesage *et al.*, 2001; Hohn *et al.*, 2003; Knoff *et al.*, 2003). La mayor parte de los estudios se han realizado con especies de pinnípedos (*Foca vitulina*, etc) (Smith *et al.*, 1996) y/o cetáceos misticetos (Rorcual aliblanco, ballena de Groenlandia, o ballena franca) (Born *et al.*, 2003). Existen también ejemplos de este tipo de trabajos con delfines mulares, sobre todo en la costa Este de EE.UU. (Hohn *et al.*, 2003; Knoff *et al.*, 2003; Smith *et al.*, 1996). Se asume por lo general que grupos residentes en un área específica tendrán valores isotópicos diferentes a los encontrados en grupos residentes en otras áreas.

En aguas alrededor de la Península Ibérica Borrell y su equipo analizaron en el año 2006, 32 muestras de delfines mulares de distintas localizaciones (Baleares (7), Cataluña (7), Golfo de Cádiz (5), Portugal (7) y Valencia (6)) y encontraron diferencias significativas entre muestras mediterráneas y atlánticas, situando la frontera entre ambas poblaciones en un lugar difuso entre el Golfo de Cádiz y Valencia (Borrell *et al.*, 2006). En ese estudio detectaron diferencias

significativas en valores $\delta^{13}\text{C}$ de animales muestreados en el atlántico y en tres zonas del mediterráneo, (pero no encontraron diferencias entre las distintas áreas del mediterráneo).

Las muestras analizadas en este trabajo se ordenan a lo largo del eje del carbono, con las muestras de Málaga en el extremo más enriquecido y las del País Vasco en el más empobrecido en ^{13}C . Las diferencias entre $\delta^{13}\text{C}$ en áreas costeras y pelágicas se deben fundamentalmente a (1) la fijación de carbono por parte de macrófitos bentónicos, (2) la composición específica y tasas de crecimiento del fitoplancton en el área, y (3) la composición isotópica y concentración del CO_2 disuelto en el agua del mar. En general estos factores causan que redes tróficas de áreas costeras y/o poco profundas estén enriquecidas en $\delta^{13}\text{C}$ en comparación con áreas pelágicas. Sin embargo no sería prudente afirmar con toda seguridad que las muestras de Málaga y Valencia son de animales con hábitos costeros y las del País Vasco o el Golfo de Cádiz sean de delfines de hábitos pelágicos. Sin conocer los valores de los productores primarios de cada área, es difícil establecer cuál es el rango de valores “costero-pelágico” para cada lugar y por tanto la comparación directa de muestras de distintas procedencias no es recomendable.

En el trabajo anterior de Borrell y colaboradores, las muestras del Atlántico estaban más enriquecidas en ^{15}N que las muestras procedentes del Mediterráneo, patrón que se repite con las muestras de piel analizadas en este trabajo, no con las de músculo. Es probable que este patrón se deba a que los animales de distintas áreas estén en distintos niveles tróficos, pero parece al menos igual de razonable pensar que las diferencias se deban a desemejanzas en los valores $\delta^{15}\text{N}$ de los productores primarios del ecosistema. Imposible decir con los datos de que se disponen si las diferencias se deben al primero de estos factores, al segundo o a una mezcla de ambos. Sea cuál sea la explicación más acertada los resultados de ambos trabajos sugieren cierto grado de estructuración de la población a uno y otro lado del estrecho de Gibraltar.

En los análisis destinados a explorar la existencia de fronteras entre poblaciones se han encontrado diferencias de valores $\delta^{15}\text{N}$ entre muestras procedentes de las distintas áreas. En principio se mantiene el patrón detectado en los análisis con únicamente tres áreas y los animales atlánticos están más enriquecidos que los mediterráneos. Parece que no hay diferencias entre animales a uno y otro lado del frente oceanográfico Almería Orán ya que las muestras del mar de Alborán y del Mediterráneo presentan valores similares. Es posible que los animales se muevan y crucen el frente oceanográfico utilizando recursos a uno y otro lado del mismo, pero también es posible que sean poblaciones separadas y que sus presas tengan valores $\delta^{15}\text{N}$ parecidos. Los resultados de las muestras de peces e invertebrados repiten el patrón encontrado en las muestras de piel, las muestras del mar de Alborán y el Mediterráneo no se distinguen entre si, y ambas están empobrecidas con respecto a las muestras atlánticas. Los últimos resultados de análisis genéticos sugieren que hay cierto grado de aislamiento entre

ambas localizaciones (Natoli *et al.*, 2008) y parece que el frente Almería-Orán puede ser una frontera efectiva para los delfines imposible de detectar con análisis de isótopos estables.

El mismo análisis genético muestra diferencias entre animales muestreados en el estrecho de Gibraltar, el golfo de Cádiz y el mar de Alborán, pero no lo suficiente para considerarlas poblaciones diferenciadas y aisladas entre sí. Parece que estas diferencias genéticas entre las tres localizaciones son producto de procesos de especialización locales. La forma costera de la especie se caracteriza por “*home ranges*” reducidos comparados con la forma pelágica (Wells y Scout, 2002). Esta particularidad puede favorecer la aparición de procesos de especialización y diferenciación locales. Estas diferencias se corresponden con las encontradas en los valores $\delta^{15}\text{N}$ en piel de delfines (las muestras del Atlántico están enriquecidas con respecto a las muestras del Estrecho). En este caso el análisis de isótopos estables sí es capaz de detectar las diferencias sutiles entre áreas descubiertas anteriormente con métodos de análisis genéticos.

En cuanto a la comparación de muestras del estrecho y del mar de Alborán, no se han encontrado diferencias estadísticamente significativas en los delfines, ni en peces e invertebrados. Es decir, es posible que existan diferencias entre delfines del Mediterráneo y del Estrecho y que no se detecten en las pruebas estadísticas porque los valores de las presas sean similares. El análisis genético sugiere una única población con un grado de estructuración débil (Natoli *et al* 2008).

El análisis estadístico de los valores isotópicos $\delta^{13}\text{C}$ en muestras de piel de distinta procedencia fue significativo. Pero no hay un patrón general Atlántico> estrecho de Gibraltar>Mediterráneo. Parece que las diferencias son de carácter local y no general. Es probable que los procesos de fijación de carbono (que son los que en primera instancia determinan los valores isotópicos generales del ecosistema) sean diferentes en localizaciones pequeñas y relativamente cercanas. Pero cuando se agrupan en áreas más grandes la variabilidad en los valores $\delta^{13}\text{C}$ en cada una de las áreas es tan alta (sobre todo entre las muestras procedentes del atlántico) que impide la detección de diferencias entre ellas. En cualquier caso, que no se detecten diferencias en las muestras de delfines no significa que los animales no se estructuren en poblaciones diferentes, sino que sus presas probablemente presentan valores $\delta^{13}\text{C}$ similares en todas las zonas consideradas, cómo ponen de relieve los resultados obtenidos para la serie de peces e invertebrados.

Sin embargo, sí se encontraron diferencias entre las áreas delimitadas o separadas por fronteras físicas o fisiográficas (Estrecho de Gibraltar y frente oceanográfico Almería-Orán). En la figura 4.16 se observan diferencias entre el Mediterráneo y el mar de Alborán, que identifican el frente oceanográfico Almería-Orán, cómo una frontera entre poblaciones. En las muestras de las especies de peces y cefalópodos las muestras mediterráneas están enriquecidas con

respecto de las muestras del mar de Alborán repitiendo el patrón observado en la piel de los delfines. No se encontraron diferencias a uno y otro lado del Estrecho de Gibraltar, confirmando los resultados genéticos que sitúan la frontera real entre las poblaciones atlánticas y mediterráneas de delfines mulares en el frente oceanográfico Almería –Orán.

La comparación de valores isotópicos en diferentes tejidos de animales de la misma especie proporciona, información sobre los hábitos tróficos de la especie en diferentes periodos de tiempo, ya que se acepta que el músculo tiene menor tasa de renovación que la piel (Tieszen *et al.*, 1983). En las muestras de músculo de los delfines sin embargo no se han encontrado diferencias entre localizaciones ni tampoco cuando se agrupan por áreas. De hecho, no se han encontrado diferencias en ninguno de los análisis realizados con los valores isotópicos medidos en músculo. Los motivos más probables son el bajo tamaño muestral en todas las localizaciones excepto en Valencia y Galicia. Algunos patrones de ordenación se repiten tanto en las muestras de piel como en las de músculo, pero el tamaño muestral es tan pequeño que es difícil extraer patrones claros.

Las muestras de piel del estrecho y Almería son muy parecidas y las de músculo de los mismos lugares son muy diferentes. La muestra de músculo de Almería esta empobrecida en ambos isótopos con respecto a la media de las muestras de piel del mismo lugar. Y la muestra del estrecho está enriquecida en ambos isótopos con respecto a la media de las muestras de piel del mismo lugar. Imposible decir con una muestra de cada lugar si esto es un patrón general o casos aislados. En cualquier caso, la explicación más lógica es que los animales se mueven en un rango de valores isotópicos y se mueven, también físicamente de un lugar a otro utilizando recursos de ambas localizaciones. De modo que los valores isotópicos medidos en distintos tejidos son diferentes confirmando el cambio de dieta y probablemente la movilidad de los animales.

A modo de resumen se puede decir que se confirma la existencia de una “frontera real” entre poblaciones atlánticas y mediterráneas en el frente oceanográfico Almería-Orán, detectada mediante análisis genéticos y con análisis de valores isotópicos $\delta^{13}\text{C}$, aunque no con los valores isotópicos $\delta^{15}\text{N}$.

También se ha identificado el carácter de “frontera difusa” del estrecho de Gibraltar, de modo que las poblaciones de delfines mulares a uno y otro lado del estrecho presentan cierto grado de estructuración, pero no lo suficientemente intenso para ser consideradas poblaciones diferentes.

Dentro del área de estudio (mar de Alborán y estrecho de Gibraltar, los animales de la Isla de Alborán parecen diferentes al resto de individuos, pero con sólo dos muestras es imposible de

confirmar. Y el resto de individuos muestreados constituyen una única población con cierto grado de diferenciación débil provocada probablemente por diferencias locales en los recursos explotados por los delfines.



SECCIÓN III.- HÁBITOS TRÓFICOS DE LAS ESPECIES OBJETO DE ESTUDIO:

5.- CÁLCULO DE NUEVOS FACTORES DE FRACCIONAMIENTO ISOTÓPICO EN ORCAS

6.- HÁBITOS TRÓFICOS DE LAS ORCAS DEL ESTRECHO DE GIBRALTAR

7.- HÁBITOS TRÓFICOS DE LOS DELFINES MULARES DEL MAR DE ALBORÁN Y ESTRECHO DE GIBRALTAR

5.-CALCULO DE NUEVOS FACTORES DE FRACCIONAMIENTO ISOTÓPICO Y TASAS DE REEMPLAZAMIENTO TISULAR EN ORCAS (*Orcinus orca*) EN EJEMPLARES EN CAUTIVIDAD.

5.1.- INTRODUCCIÓN

La orca es un superdepredador marino que incluye en su dieta una amplia gama de presas, desde arenques (Simila y Ugarte, 1993) hasta grandes cetáceos como rorcuales y otras especies de misticetos (Heyning y Dahlheim, 1988; Jefferson *et al.*, 1991) incluyendo también pinnípedos, y nutrias, aves y tortugas marinas (Northridge, 1984). Según las localidades, las poblaciones de orcas parecen estar más o menos especializadas en la explotación de algunos tipos de presas, y estas diferencias se ven reflejadas en el modo de organización social y en el comportamiento de los animales (Bigg *et al.*, 1985; Barrett-Lennard *et al.*, 1996; Baird y Dill, 1996; Baird y Whitehead, 2000).

Por ejemplo en la Columbia Británica, hay orcas comedoras de salmón (conocidas como residentes) y orcas que se alimentan exclusivamente de mamíferos marinos (conocidas como transeúntes) (Baird y Dill 1995; Ford *et al.*, 1998). Algo similar sucede en el océano Antártico donde se han identificado tres tipos de orcas (A, B y C) que difieren en su dieta, de modo que unas se alimentan de peces exclusivamente y las otras de distintas especies de mamíferos marinos casi sin solaparse (Pitman y Ensor, 2003; Krahn *et al.*, 2008)

No es posible obtener información fiable relativa a la dieta de orcas (u otros cetáceos) a partir de observaciones directas. Este tipo de observaciones están habitualmente restringidas a áreas cercanas a la costa y a periodos de buen tiempo, y además sólo proporcionan información sobre lo que sucede en la superficie. Tradicionalmente, el análisis de contenidos estomacales se ha utilizado para estudiar la dieta de cetáceos y otros animales marinos. Sin embargo esta técnica tiene algunos inconvenientes, el más importante de todos ellos es probablemente que proporciona información sobre la última comida del animal y sólo sobre ingestión de alimentos pero no sobre asimilación de los mismos.

El análisis de perfiles de isótopos estables (principalmente ^{13}C y ^{15}N) se utiliza para elucidar estructuras de redes tróficas en ambientes terrestres y marinos desde hace varias décadas. Este tipo de análisis se viene utilizando cada vez más en la identificación de dietas de depredadores, ya que la composición isotópica de un organismo está relacionada con la de sus presas (Lajtha y Michener, 1994). Los valores $\delta^{13}\text{C}$ se utilizan habitualmente para distinguir entre redes tróficas pelágicas y redes tróficas costeras y los valores $\delta^{15}\text{N}$ se utilizan para estimar el nivel trófico de la especie estudiada. Sin embargo esta técnica tiene una limitación importante ya que no es capaz de identificar la composición específica de la dieta a menos que

se disponga de información previa obtenida mediante análisis de contenidos estomacales o de observaciones directas.

Cuando un animal cambia su dieta, la composición isotópica de sus tejidos cambia hasta reflejar los valores de la nueva dieta. Típicamente, el cambio en la señal isotópica de un tejido se debe a dos motivos, crecimiento (de modo que la señal nueva se mezcla con la antigua al incorporarse nuevas moléculas al tejido) y renovación metabólica. Diferentes tejidos muestran diferentes tasas de renovación, aquellos con metabolismo más activo (hígado, sangre, piel) presentan tasa de renovación más altas que los tejidos menos activos (hueso, esmalte dental) (Tieszen *et al.*, 1983).

En animales jóvenes en crecimiento, el tiempo que tardan los tejidos en reflejar la señal isotópica de la nueva dieta, es menor que en animales que no están creciendo (MacAvoy *et al.*, 2005), de modo que la tasa de reemplazamiento tisular (tasa de renovación metabólica + creación de nuevo tejido por crecimiento) estimada en las orcas jóvenes del Loro Parque será presumiblemente menor que la de las orcas adultas muestreadas en el Estrecho de Gibraltar.

No se sabe hasta el momento cuál es el valor de esta tasa de reemplazamiento tisular en ninguna especie de mamífero marino, aunque hay algunos valores estimados en mamíferos terrestres (ver Crawford *et al.*, 2008 para una revisión). Aunque existe gran variedad de valores dependiendo del tejido y de la especie existe un patrón importante, y es que la señal isotópica de los isótopos de carbono y la señal isotópica de los isótopos de nitrógeno aparecen en los tejidos a la vez, es decir los tejidos renuevan sus átomos de carbono y nitrógeno a una velocidad similar (Crawford *et al.*, 2008).

Para este estudio se medirán los niveles de $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ y $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ en los tejidos del animal. Los valores de isótopos de carbono y nitrógeno varían entre los organismos y sus dietas debido a una retención selectiva del isótopo más pesado y la excreción del más ligero. Como resultado, los organismos tienen valores de isótopos más elevados que los de su dieta (Rau *et al.*, 1983). El ^{15}N normalmente muestra un incremento escalonado con el nivel trófico a lo largo de la cadena alimenticia, con un enriquecimiento trófico de alrededor del 3‰ (DeNiro y Epstein, 1981). Por el contrario, un animal tiene valores de ^{13}C cercanos a los de su dieta (es decir una diferencia de alrededor del 1‰) (DeNiro y Epstein, 1978), por lo que se usa generalmente para indicar contribuciones relativas a la dieta de fuentes primarias potenciales en una red trófica. Por esta razón, se analizarán también los valores de isótopos estables de especies presas para la posterior comparación de los perfiles.

Estos valores de fraccionamiento se han utilizado como valores estándar en la mayoría de estudios de isótopos estables (Hobson y Clark 1992; Ostrom *et al.*, 1992; Hobson *et al.*, 1993; Kelly, 2000; Das *et al.*, 2003; Herman *et al.*, 2005; Krahn *et al.*, 2007, 2008), pero cada vez hay

más trabajos que han analizado los fraccionamientos de distintos depredadores y sus presas y ahora mismo hay valores específicos para varias especies de pinnípedos (otáridos y fócidos). En 1996 Hobson y colaboradores calcularon los fraccionamientos para ^{13}C y ^{15}N en 7 tejidos de foca arpa (*Pagophilus groenlandicus* antes *Phoca groenlandica*) (aunque incluyeron también foca vitulina (*Phoca vitulina*) y foca ocelada (*Pusa hispida*, antes *Phoca hispida*), y encontraron valores entre 0.6‰ y 3.2‰ para $\delta^{13}\text{C}$ y entre 1.7‰ y 5.2‰ para $\delta^{15}\text{N}$. Kurle (2002), calculó factores de fraccionamiento en plasma y células sanguíneas de osos marinos del norte (*Callorhinus ursinus*) con valores 0.6 y 0.7‰ para $\delta^{13}\text{C}$ y 4.1 y 5.2‰ para $\delta^{15}\text{N}$. No hay valores para ninguna especie de cetáceo.

Información sobre los factores de fraccionamiento es imprescindible cuando se trata de predecir la composición isotópica de la dieta a partir de la composición isotópica de los tejidos del depredador.

Se pretende también explorar la variabilidad entre individuos de la misma población o comunidad en el uso de recursos o en el nivel trófico. Estas diferencias individuales tienen implicaciones ecológicas y de conservación de las especies amenazadas (Bolnick *et al.*, 2003). Las relaciones tróficas entre organismos definen las comunidades ecológicas y determinan los flujos de energía y el funcionamiento de los ecosistemas. No está claro cómo la varianza de atributos ecológicos de las poblaciones viene determinada por la variabilidad individual de esos mismos atributos. Sin embargo hay otros factores que afectan a la señal isotópica individual (la tasa de crecimiento es el más evidente). En una población natural es difícil discernir que porción de la variabilidad individual se debe al grado de omnivoría de la especie y que porción se debe a la variabilidad intrínseca a cada individuo.

El objetivo principal de este estudio es el cálculo de nuevos factores de fraccionamiento isotópico en piel y sangre, que puedan ser aplicados a posteriori en trabajos de reconstrucción de dieta de las orcas a partir de sus señales isotópicas y las de sus presas.

En este capítulo, también se pretende estimar el tiempo que sucede desde que una orca cambia su dieta, hasta que este cambio es detectable en la señal isotópica de su piel y sangre, proporcionando información fiable sobre el tiempo de reemplazamiento tisular en la especie.

5.2.- MÉTODOS Y DATOS DISPONIBLES

El experimento de alimentación se llevó a cabo en las instalaciones del Loro Parque en Tenerife. En este parque se hallan 4 orcas (2 machos y 2 hembras) que nacieron en cautividad (en 1995, 2000, 2002 y 2004 respectivamente) en dos parques Sea World en Estados Unidos. Estos animales fueron trasladados a Loro Parque en Enero del 2006.

Durante los meses previos al experimento las orcas fueron alimentadas con una dieta mixta constituida por arenque (*Clupea arengus*) y capelin (*Mallotus villosus*) en proporción aproximada de 45%-55%. En Marzo de 2007 se inició el experimento de alimentación controlado y durante los primeros 68 días los 4 animales recibieron una dieta formada en partes iguales por arenque y capelin (ver Tabla 5.1). A partir del día 69 y hasta el día 267 del experimento los animales se alimentan únicamente de arenque, el día 268 se incluyó un 25% de capelin en la dieta y el día 276 se vuelve a cambiar la dieta a partes iguales de arenque y capelin.

Durante todo el experimento se tomaron un total de 23 muestras de piel y sangre de cada una de las orcas a intervalos regulares. Estas muestras fueron recogidas por personal cualificado en las instalaciones "Orca Ocean" de Loro Parque y se obtuvieron en el mismo punto en todas las ocasiones (en el lomo justo delante de la aleta dorsal) para minimizar la variabilidad de las muestras. Todas las muestras se mantuvieron congeladas hasta el momento de su procesado.

Como paso previo se analizaron 10 ejemplares de las especies de peces que se proporcionan normalmente como alimento a las orcas en Loro Parque (arenque, capelin, caballa (*Scomber scombrus*), sprat (*Sprattus sprattus*), y salmón (*Salmo salar*)) aunque al final por cuestiones prácticas, se alimentó a las orcas únicamente con capelin y arenque durante el experimento. La longitud media de los arenques analizados fue de 243mm (desviación estándar 11.59) y la de los capelines fue 145.5mm (desviación estándar 14.22). El pescado fue proporcionado por Jakzon B.V y Parlevliet & Van der Plas, pero ninguna de las dos empresas ha contestado a las peticiones de fechas y áreas de capturas de los lotes utilizados en el experimento.

Tabla 5.1.- Fechas de muestreos de las 4 orcas en cautividad en las instalaciones de Loro Parque en Tenerife. En sombreado se indican las fechas en las que se produjo un cambio de dieta

FECHA	TEJIDO	DIETA (%)		DÍAS TRANSCURRIDOS
		Capelin	Arenque	
14-mar-07	Piel y sangre	50	50	0
15-mar-07	Piel y sangre	50	50	1
18-mar-07	Piel y sangre	50	50	4
22-mar-07	Piel y sangre	50	50	8
29-mar-07	Piel y sangre	50	50	15
5-abr-07	Piel y sangre	50	50	22
12-abr-07	Piel y sangre	50	50	29
20-abr-07	Piel y sangre	50	50	37

22-may-07	Piel y sangre	0	100	69
5-jul-07	Piel y sangre	0	100	113
10-ago-07	Piel y sangre	0	100	149
9-oct-07	Piel y sangre	0	100	209
24-oct-07	Piel y sangre	0	100	224
15-nov-07	Piel y sangre	0	100	246
7-dic-07	Piel y sangre	25	75	268
14-dic-07	Piel y sangre	25	75	275
15-dic-07	Piel y sangre	50	50	276
18-dic-07	Piel y sangre	50	50	279
22-dic-07	Piel y sangre	50	50	283
29-dic-07	Piel y sangre	50	50	290
5-ene-08	Piel y sangre	50	50	297
12-ene-08	Piel y sangre	50	50	304
8-feb-08	Piel y sangre	50	50	331

Se consideran valores que representan la dieta experimental 1 todos aquellos muestreados desde el día de inicio del experimento hasta el último muestreo antes del cambio de dieta (día 37). Se consideran valores representativos de la dieta experimental 2, aquellos medidos después del día 149 y hasta el segundo cambio de dieta (entre el día 149 y el día 268).

Las muestras aún congeladas se colocan en placas de Petri de vidrio y se introducen en la estufa a 60° centígrados durante 48 horas para su secado. Una vez secas se pulverizan en un mortero de ágata y se guardan en tubo de plástico tipo eppendorf hasta el momento de la extracción de lípidos. Siguiendo los protocolos de Hobson *et al.*, (1996) y Kurle (2002) se extrajeron los lípidos de las muestras de piel, pero no de las muestras de sangre. Los lípidos están generalmente más empobrecidos en $\delta^{13}\text{C}$ que el resto de biomoléculas, de modo que una alta proporción de lípidos en el tejido analizado puede sesgar negativamente los resultados o aumentar la variabilidad de los valores isotópicos del carbono (Hobson; *et al.*, 1997; Hobson, *et al.*, 1996; Ponsard, 1999; Lesage *et al.*, 2002; Sotiropoulos *et al.*, 2004), por este motivo es necesario eliminarlos de la muestra analizada. Para ello se seguirá el protocolo propuesto por Morin en 2003 (Morin y Lesage, 2003). Se trata de una modificación del método de Folch para extraer lípidos (Folch, 1957). Una vez la muestra sea pulverizada, se toman 0,2 gr. de tejido y se colocan en un tubo de vidrio con 10 mililitros de cloroformo/metanol (2:1 v/v). Para asegurar la total disolución y facilitar el acceso del disolvente polar a los lípidos, cada muestra se agita en un agitador automático durante 10 minutos. Una vez agitada la muestra se mantiene durante una noche (al menos 12 horas) a 4° C. Tras este proceso, la muestra se centrifuga a 750 rpm durante 10 minutos y se elimina el sobrenadante. La extracción se repite dos veces

más a temperatura ambiente y por periodos de una hora. Las muestras se dejan secar en un desecador durante una noche (al menos 12 horas). El residuo sólido, se disuelve en 10 ml. de agua destilada, y se agita en un agitador automático durante 5 minutos, se centrifuga durante 10 minutos a 1200 rpm y se elimina el sobrenadante. El proceso de aclarado con agua destilada se repite en dos ocasiones y el residuo sólido se deja secando en la estufa a 50° C durante una noche (al menos 12 horas). Una vez seca, la muestra se vuelve a pulverizar en el mortero de ágata y se envía al laboratorio de espectrometría de masas de relaciones isotópicas. Una vez en el Laboratorio de espectrometría de relaciones de masa isotópicas se reduce la muestra a un gas purificado (CO₂, N₂, SO₂, SF₆ y H₂) que es analizado por el espectrómetro de masas. Se utiliza un espectrómetro de masas Micromass Cf-Isochrom de sector magnético que analiza las relaciones isotópicas ¹³C/¹²C y ¹⁵N/¹⁴N en CO₂ y N₂ de las muestras mediante un analizador elemental Carlo Erba 1108-Chns de flujo continuo. En cada muestra se midió el valor δ¹³C y el δ¹⁵N.

Los resultados de los análisis de isótopos estables se presentan en unidades delta según la siguiente expresión:

$$\delta(\text{‰}) = \frac{R_{sa} - R_{std}}{R_{std}} * 1000$$

Donde la razón entre el isótopo ligero y el pesado se denota con la letra griega δ. R_{sa} es la proporción de isótopo ligero frente al isótopo pesado de la muestra y R_{std} es la proporción entre ambos isótopos en el estándar.

Todos los valores isotópicos descritos en la literatura están referidos a los mismos valores estándar, Viena Pee Dee Belemnita para carbono, aire atmosférico para nitrógeno, un meteorito de troilita caído en el Cañón del Diablo y para Oxígeno e Hidrógeno se utiliza una muestra de agua oceánica conocida como “Viena Standard Mean Ocean Water”.

La diferencia entre los valores de isótopos de la dieta y los de las orcas en cada periodo del experimento (antes y después del cambio de dieta) son el fraccionamiento trófico (o factor de enriquecimiento trófico) de la especie. Las variaciones de los valores isotópicos a lo largo del tiempo impiden la aplicación de los métodos estadísticos tradicionalmente utilizados en este tipo de experimentos (ajuste a una curva exponencial) (Fry y Arnold 1982; Tieszen *et al.*, 1983; Hobson y Clark 1992; Podlesak *et al.*, 2005). Se optó por una aproximación más simple de comparación de valores medios de los tejidos de las 4 orcas con los valores del pescado en su dieta en los periodos considerados representativos de cada dieta experimental.

También se han calculado la media de las varianzas de cada muestreo para obtener una idea de la variabilidad individual de un grupo de animales en igualdad de condiciones ambientales y dieta constante y controlada. Estas medidas se comparan con la varianza encontrada en los animales en libertad con objeto de evaluar la especialización individual.

5.3.- RESULTADOS

Las especies de peces utilizadas para la alimentación de las orcas en Loro Parque antes y durante el experimento presentan valores de composición isotópica bastante diferentes entre sí y se espera poder reconocer los cambios en la dieta en los tejidos de las orcas (Figura 5.1).

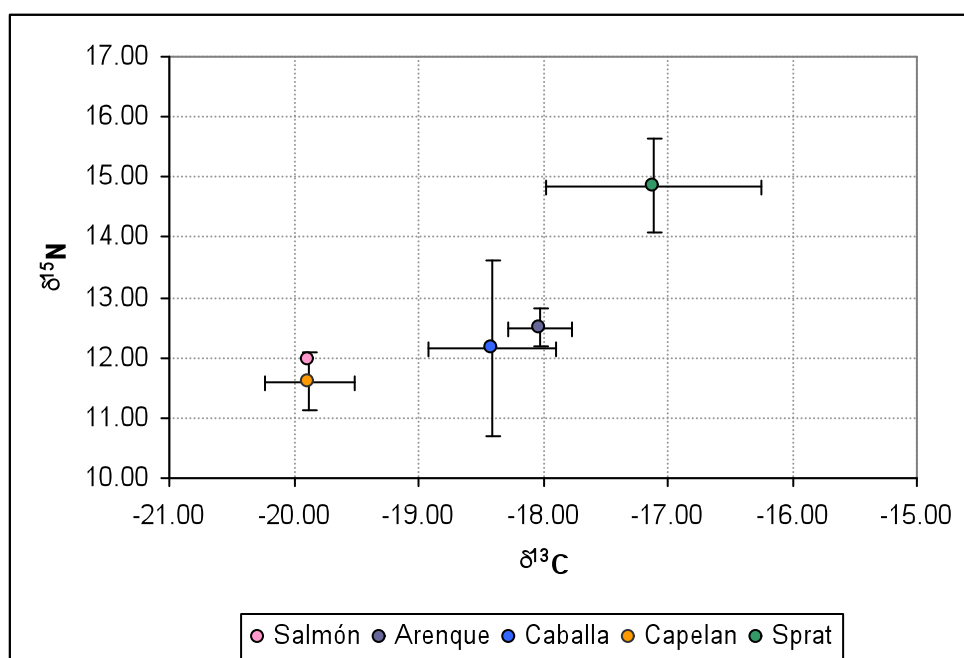


Figura 5.1.- Diagrama de dispersión para los isótopos de C y N de las especies utilizadas en la alimentación de las orcas en Loro Parque. Se muestran los valores medios y sus desviaciones estándar

La máxima diferencia se encuentra entre capelan y sprat, y aunque esos serían los mejores candidatos para servir de dieta en el experimento, los requerimientos de los animales y otras cuestiones de carácter logístico obligaron a trabajar exclusivamente con capelan y arenque. Los valores $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ para estas especies encontrados en la literatura confirman que las diferencias entre especies son generales y no específicas de las muestras analizadas en este trabajo (Dickson, 1986; Hobson y Montevecchi, 1991; Furness, 1995; Hobson *et al.*, 1996; Abend y Smith, 1997; Hobson *et al.*, 1997; Kurle, 2000; Lesage *et al.*, 2001; Das *et al.*, 2003; Cherel *et al.*, 2004; Moller *et al.*, 2006).

En el caso de las orcas, los valores de composición isotópica tanto en sangre (Figura 5.2) como en piel (Figura 5.3) muestran una heterogeneidad individual importante en los cuatro

casos, y no todos los animales siguen patrones semejantes a lo largo del tiempo. Esta variabilidad es más acusada en la piel que en la sangre. Llama la atención el caso de Tekoa y sus valores $\delta^{15}\text{N}$ en piel, sistemáticamente empobrecidos respecto a los del resto de animales.

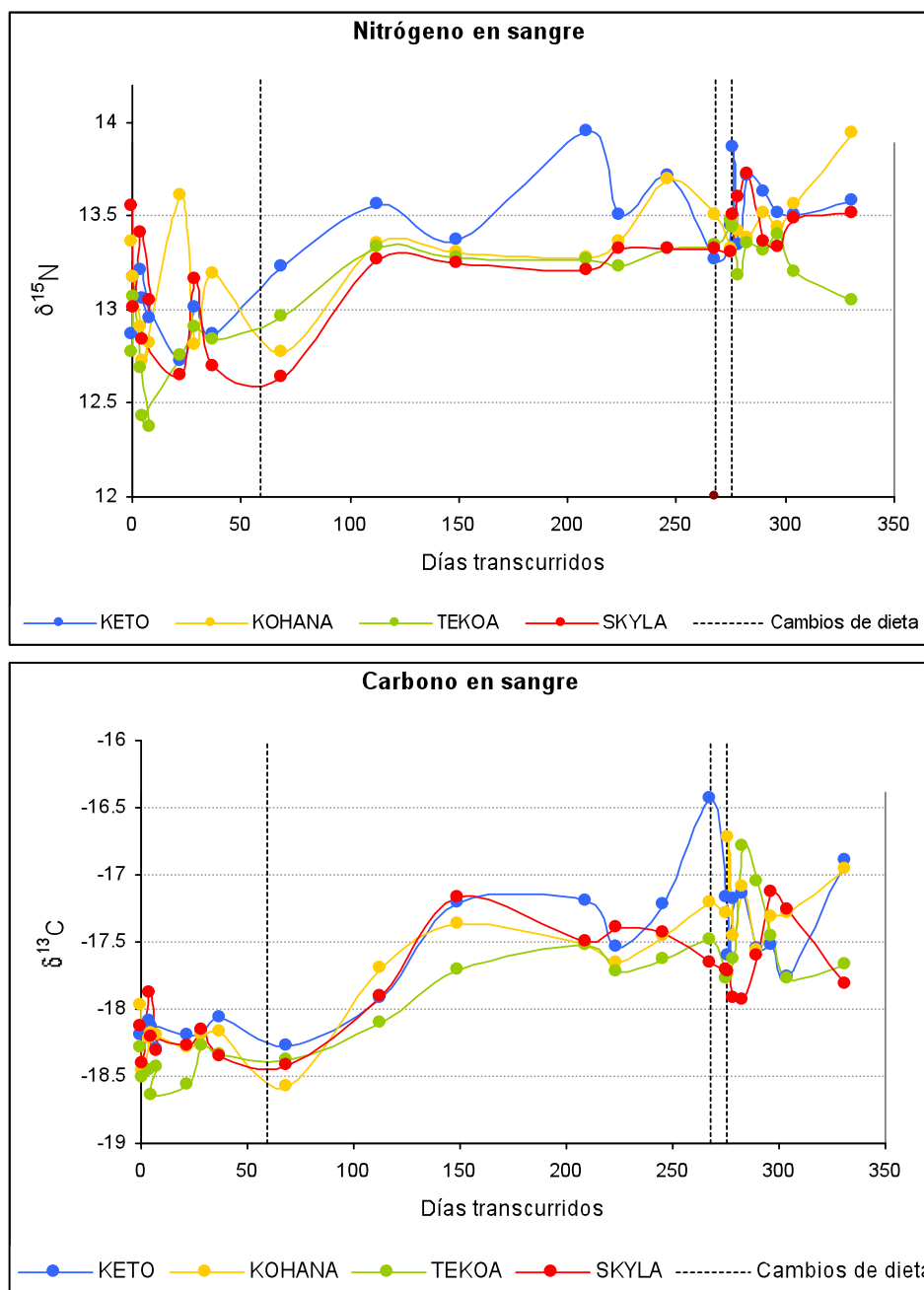


Figura 5.2.- Valores delta de N (gráfica superior) y de C (gráfica inferior) medidos en sangre durante el experimento de alimentación con orcas en Loro Parque. En el eje Y se muestran los valores delta correspondientes, y en el eje X se muestran los días transcurridos desde el inicio del experimento. Cada animal está representado por un color, y en líneas punteadas verticales de color negro se muestran los momentos de cambio de dieta.

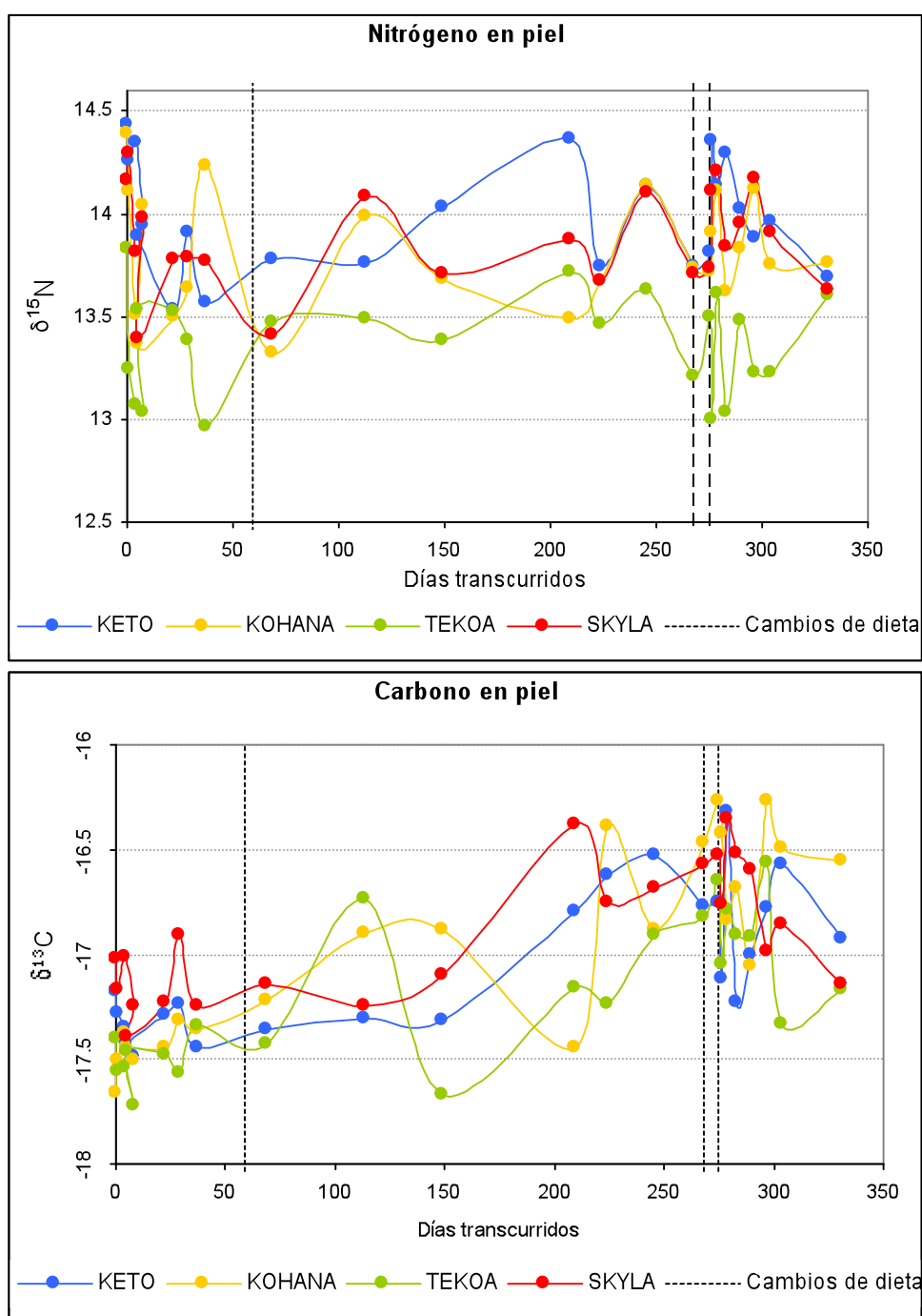


Figura 5.3.- Valores delta de N (gráfica superior) y de C (gráfica inferior) medidos en piel durante el experimento de alimentación con orcas en Loro Parque.. En el eje Y se muestran los valores delta correspondientes, y en el eje X se muestran los días transcurridos desde el inicio del experimento. Cada animal está representado por un color, y en líneas punteadas verticales de color negro se muestran los momentos de cambio de dieta

Para explorar la variabilidad individual se calcularon las varianzas de los cuatro valores medidos en cada muestreo (uno por animal) para cada tejido y cada isótopo, y luego se calcularon sus valores medios y las varianzas asociadas. La tabla 5.2 presenta diferentes medidas de variabilidad en las varianzas medidas en los animales en cautividad. Estos valores

se deben únicamente a la variabilidad individual de los animales (relacionada con aspectos como el sexo, la edad, el tamaño y/o otros factores) y no a diferencias en la dieta entre individuos. Se toman como referencia para comparar luego la variabilidad de valores isotópicos en un grupo de orcas en libertad

Tabla 5.2.- Valores medios, intervalos de confianza, varianzas y desviaciones estándar de las varianzas medidas en cada muestreo en cada tejido y para cada isótopo.

	N	Media	Int. Conf. -95%	Int. Conf. +95%	Varianza	Dev. Std.
C piel	23	0.0686	0.0469	0.0904	0.0025	0.0503
N piel	23	0.1210	0.0756	0.1663	0.0110	0.1049
C sangre	23	0.0762	0.0388	0.1135	0.0074	0.0864
N sangre	23	0.0551	0.0317	0.0784	0.0029	0.0540

Las figuras 5.4 y 5.5 exploran las diferencias en las series temporales de machos y hembras. En las figuras se aprecia que los valores medidos en sangre en machos y hembras están correlacionados y discurren de modo casi paralelo. No hay diferencias importantes en el patrón de ambas series tras el cambio de dieta y parece que los tiempos de reemplazamiento tisular son semejantes en ambos.

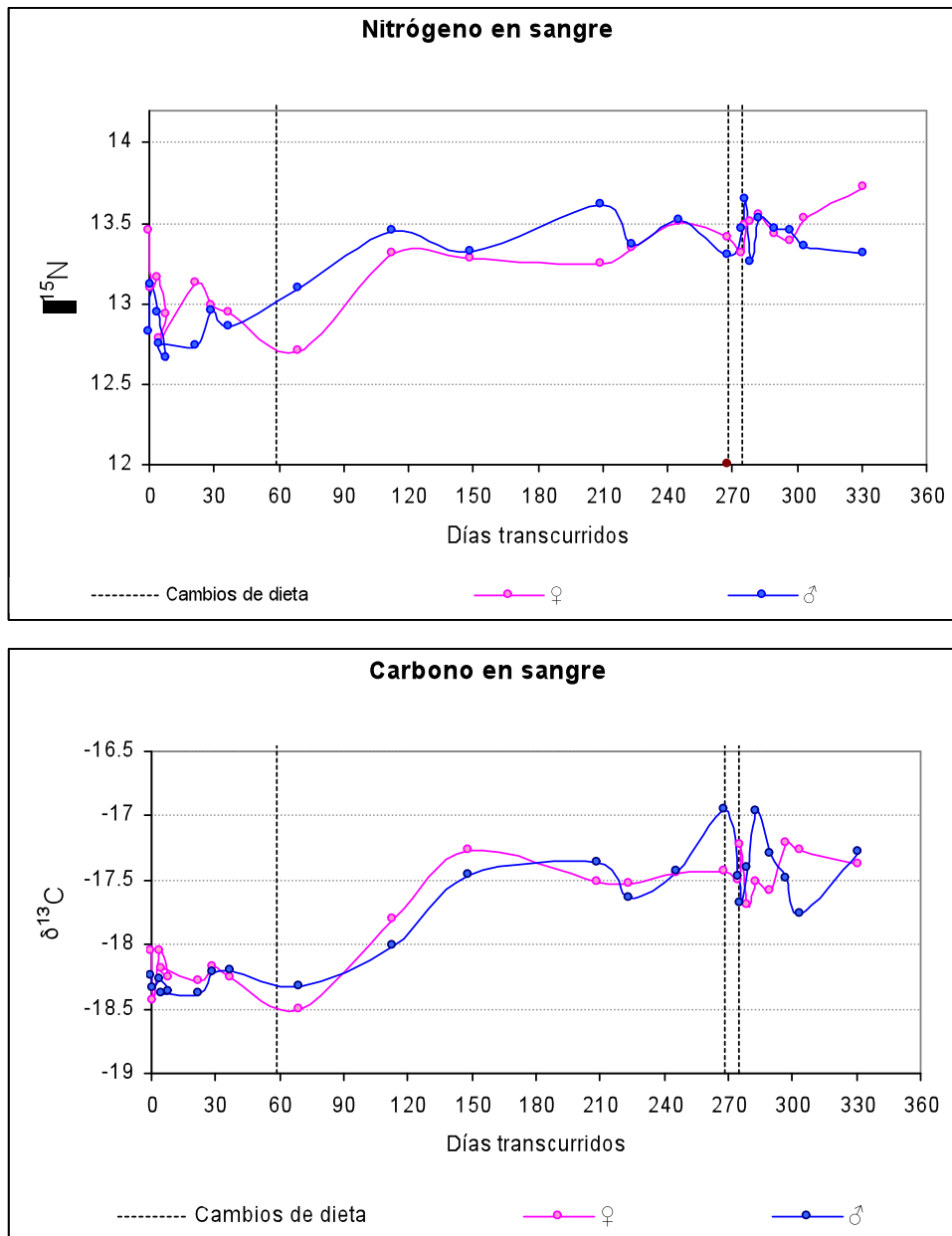


Figura 5.4.- Valores delta de N (gráfica superior) y de C (gráfica inferior) medidos en sangre durante el experimento de alimentación con orcas en Loro Parque. En el eje Y se muestran los valores delta correspondientes, y en el eje X se muestran los días transcurridos desde el inicio del experimento. Machos y hembras están representados con distintos colores, y en líneas punteadas verticales de color negro se muestran los momentos de cambio de dieta.

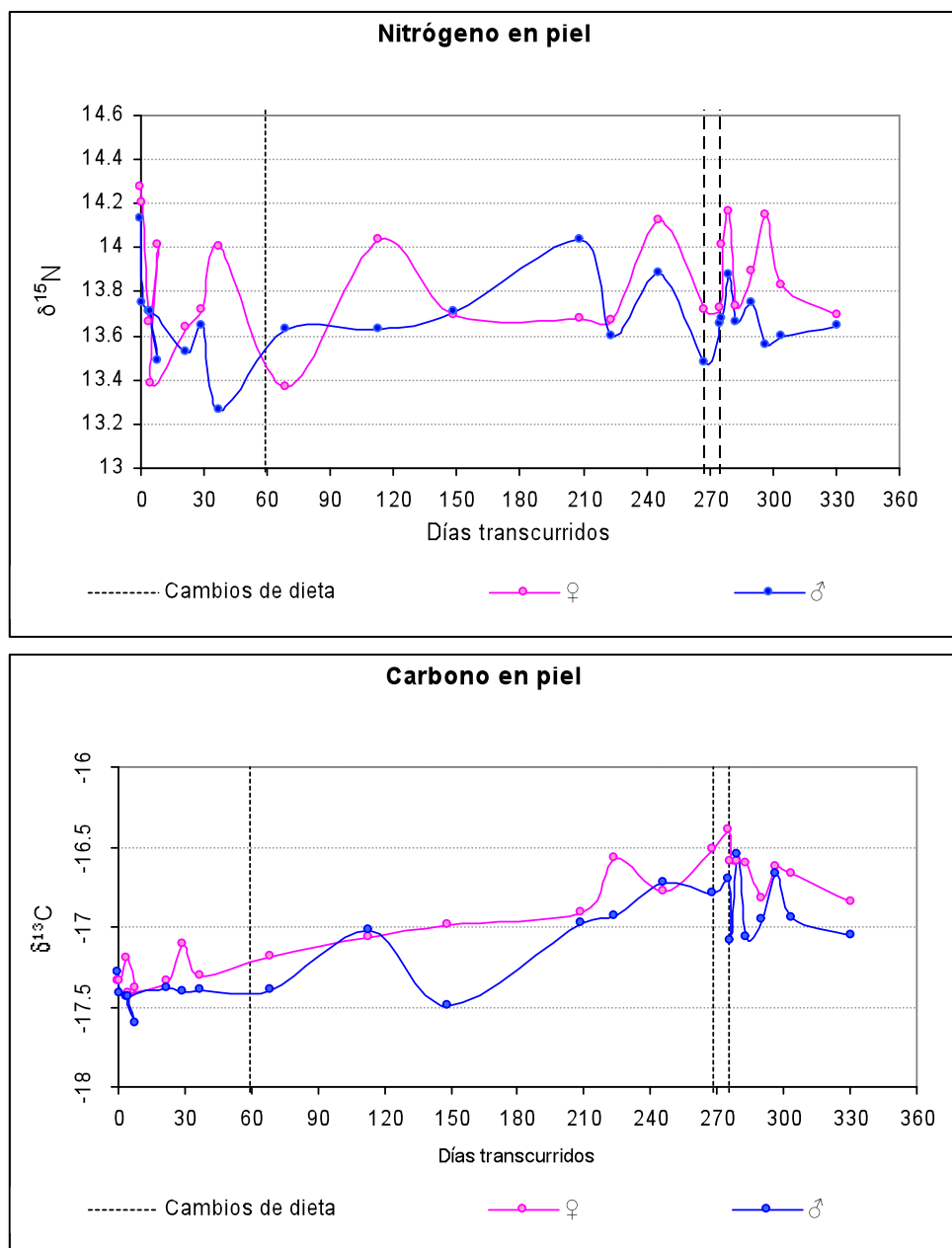


Figura 5.5.- Valores delta de N (gráfica superior) y de C (gráfica inferior) medidos en piel durante el experimento de alimentación con orcas en Loro Parque. En el eje Y se muestran los valores delta correspondientes, y en el eje X se muestran los días transcurridos desde el inicio del experimento. Machos y hembras están representados con distintos colores, y en líneas punteadas verticales de color negro se muestran los momentos de cambio de dieta

Las figuras 5.6 y 5.7 muestran los valores medidos en los cuatro animales y en la dieta recibida en cada momento. También se muestran dos líneas de valores esperados con fraccionamiento alto (3.0‰ para $\delta^{15}\text{N}$ y 1.0‰ para $\delta^{13}\text{C}$) y fraccionamiento bajo (1.7‰ para $\delta^{15}\text{N}$ y 0.5‰ para $\delta^{13}\text{C}$). Las líneas de valores esperados según fraccionamientos no tienen en cuenta el desfase

temporal entre el momento en el que se cambia la dieta y el momento en que se detecta el cambio en los tejidos del depredador.

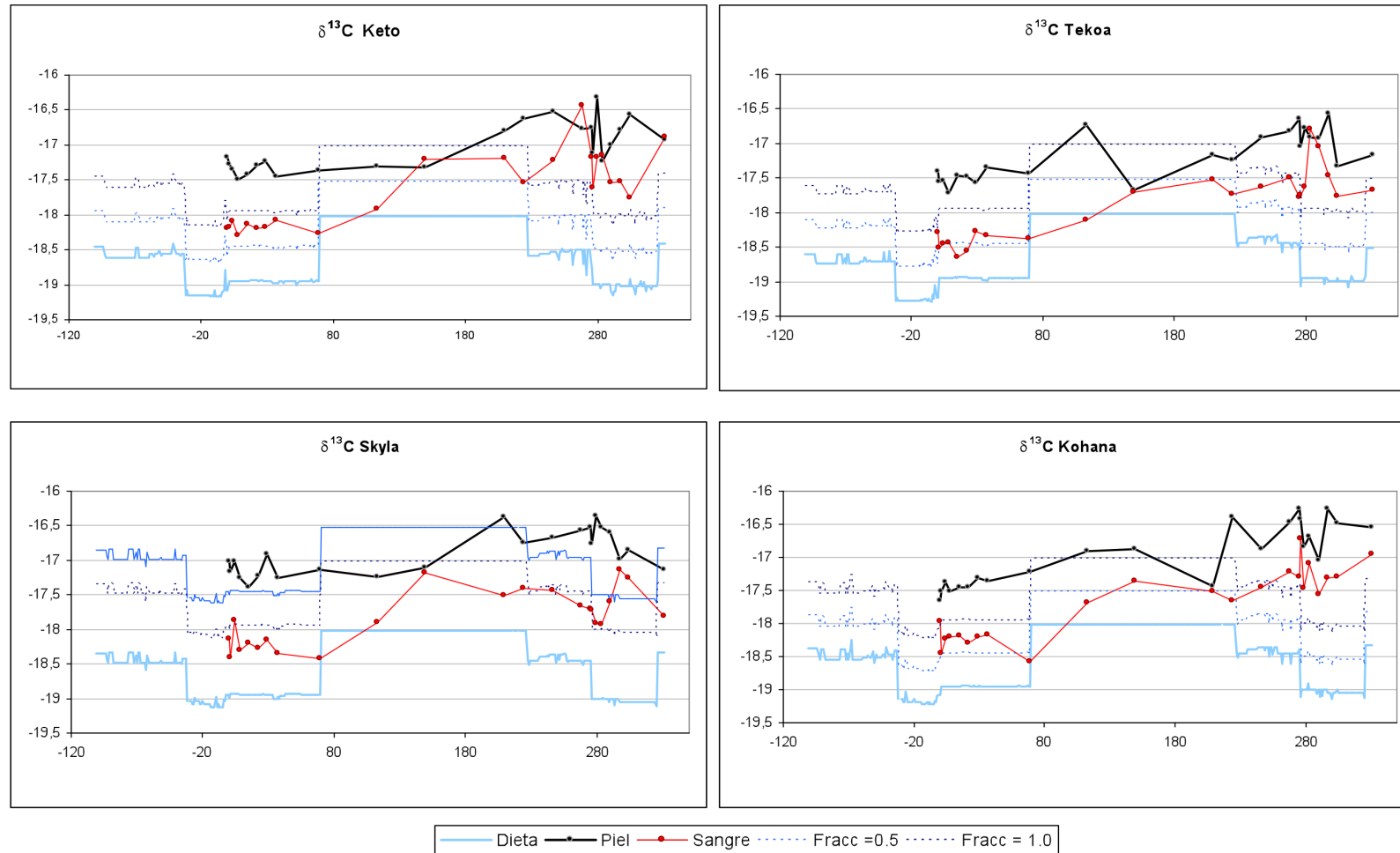


Figura 5.6.- Valores $\delta^{13}\text{C}$ medios medidos en tejidos de las orcas del Loro Parque. En el eje Y se muestran los valores $\delta^{13}\text{C}$ correspondientes, y en el eje X se muestran los días transcurridos desde el inicio del experimento. La serie azul corresponde con la dieta de los animales en cada momento. Las líneas azules punteadas corresponden a los valores teóricos esperados con fraccionamiento bajo (1.7‰ para $\delta^{15}\text{N}$ y 0.5‰ para $\delta^{13}\text{C}$) y alto (3.0‰ para $\delta^{15}\text{N}$ y 1.0‰ para $\delta^{13}\text{C}$) descritos en la literatura. Las líneas de valores esperados según fraccionamientos no tienen en cuenta el desfase temporal entre el momento en el que se cambia la dieta y el momento en que se detecta el cambio en los tejidos del depredador.

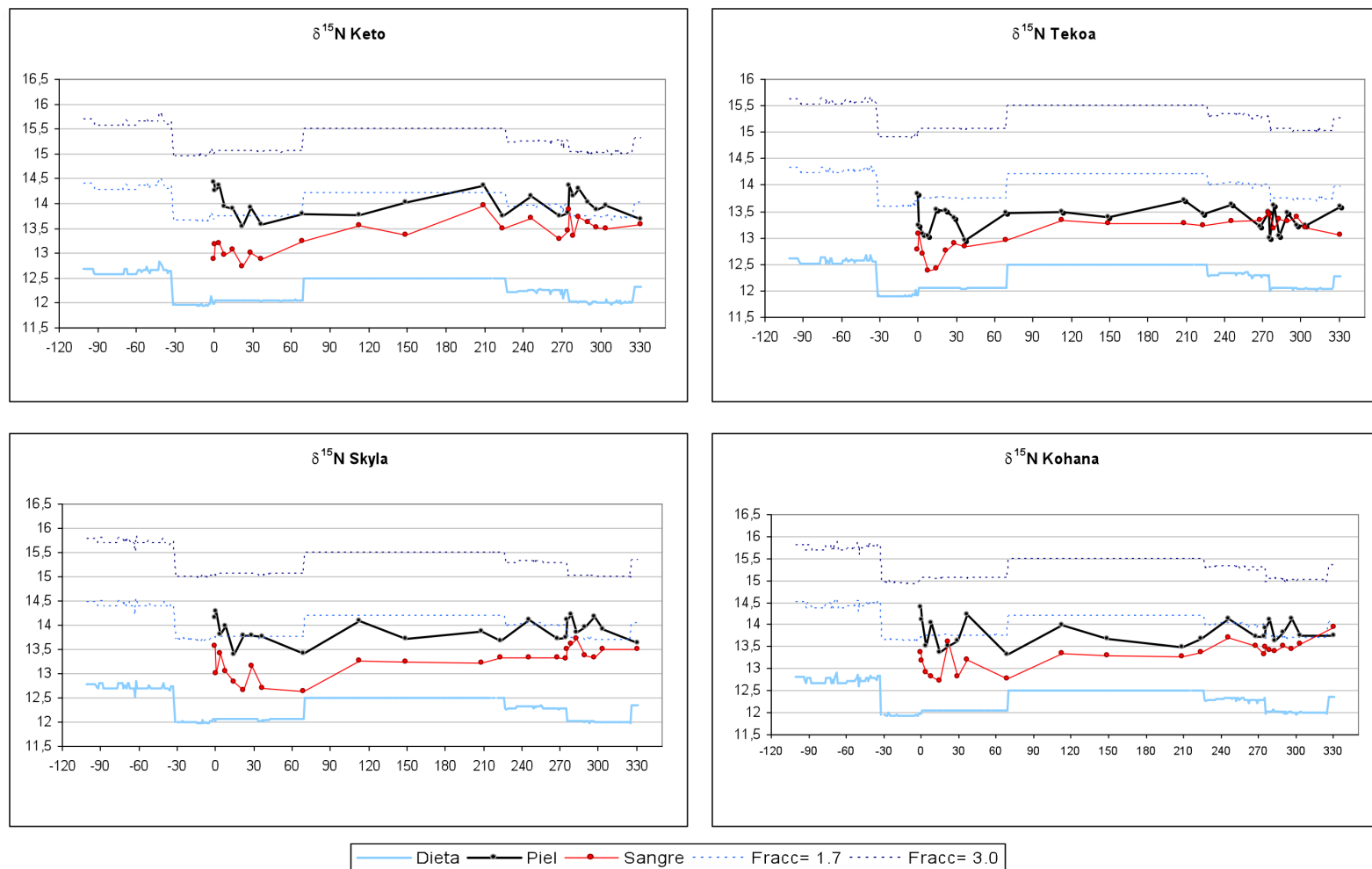


Figura 5.7.- Valores $\delta^{15}\text{N}$ medios medidos en tejidos de las orcas del Loro Parque. En el eje Y se muestran los valores $\delta^{15}\text{N}$ correspondientes, y en el eje X se muestran los días transcurridos desde el inicio del experimento. La serie azul corresponde con la dieta de los animales en cada momento. Las líneas azules punteadas corresponden a los valores teóricos esperados con fraccionamiento bajo (1.7‰ para $\delta^{15}\text{N}$ y 0.5‰ para $\delta^{13}\text{C}$) y alto (3.0‰ para $\delta^{15}\text{N}$ y 1.0‰ para $\delta^{13}\text{C}$) descritos en la literatura. Las líneas de valores esperados según fraccionamientos no tienen en cuenta el desfase temporal entre el momento en el que se cambia la dieta y el momento en que se detecta el cambio en los tejidos del depredador

Se espera que las series de ambos tejidos estén correlacionadas con la serie de la dieta, aunque con un desfase temporal equivalente al periodo de renovación del tejido considerado. En ambos isótopos la sangre muestra un patrón más o menos claro en el que se reconoce el cambio de dieta experimental, sin embargo en la piel no se pueden detectar a simple vista los cambios de dieta. Los valores medidos en las muestras de las primeras semanas parecen estar relacionados con un cambio de dieta sucedido 30 días antes del inicio del experimento.

5.2.1.- Resultados para los isótopos de carbono

a) Sangre. A partir de la figura 5.6 se pueden establecer los plazos desde que se produce el cambio de dieta (el día 59 del experimento) hasta que se detecta la nueva dieta en el organismo de las orcas (el día 69 presenta valores propios de la dieta experimental 1; el día 113 presenta valores intermedios y el día 149 presenta valores propios de la dieta experimental 2). Existe un desfase temporal de aproximadamente 80 días.

La comparación de la serie de valores observados en sangre se corresponde aproximadamente (pero no exactamente) con los valores esperados en caso de fraccionamiento bajo

Se consideran valores que representan la dieta experimental 1 todos aquellos muestreados desde el día de inicio del experimento hasta el último muestreo antes del cambio de dieta (día 37). Se consideran valores representativos de la dieta experimental 2, aquellos medidos después del día 149 y hasta el segundo cambio de dieta (entre el día 149 y el día 268). La diferencia entre los valores delta de la dieta y los de las orcas en cada periodo (antes y después del cambio de dieta) son el fraccionamiento trófico (o factor de enriquecimiento trófico) de la especie. La tabla 5.3 muestra los valores medios medidos en las 4 orcas en los periodos considerados representativos de cada dieta experimental, y las diferencias encontradas con los valores de la dieta experimental en cada caso. También se presentan las diferencias entre ambos valores (fraccionamiento). No hay diferencias significativas entre los fraccionamientos correspondientes a cada una de las dietas ($t = 1.3422$, $p = 0.2065$)

Tabla 5.3.- Valores $\delta^{13}\text{C}$ en dietas experimentales y en sangre de orcas. También se muestran los fraccionamientos observados

Dieta	$\delta^{13}\text{C}$ Dieta	$\delta^{13}\text{C}$ Orcas (media)	Diferencia depredador - presa (fraccionamiento)
dieta exp 1	-18.94	-18.25	0.69
dieta exp 2	-18.01	-17.40	0.61

b) Piel. Se espera que el desfase temporal sea similar o algo mayor al detectado en la sangre ya que ambos se consideran tejidos de renovación rápida. El día 69 también presenta valores propios de la dieta experimental 1 (cómo en el caso de la sangre), el día 113 presenta valores intermedios y sin embargo el día 149 presenta valores más empobrecidos de lo esperado y que vuelven a estar en el rango de lo esperado para la dieta experimental 1. Existe un enriquecimiento progresivo que alcanza valores esperados con dieta experimental 2 el día 279, 11 días después del segundo cambio de dieta. Es imposible establecer a simple vista el periodo de desfase entre una dieta y otra en la piel de los animales y por lo tanto definir periodos en los que los animales reflejen la dieta experimental 1 y/o la dieta experimental 2. Existe una disminución acusada de los valores $\delta^{13}\text{C}$ en la piel de los animales en los primeros días del experimento que corresponde probablemente con un cambio de dieta 30 días antes del inicio del experimento. Se considera por tanto inapropiado, de momento, calcular el fraccionamiento del carbono en orcas en piel. El valor medio de los fraccionamientos medidos en cada muestreo durante todo el experimento es 1.63‰.

En cualquier caso la comparación de la serie de valores observados con las series de valores esperados en caso de fraccionamientos bajo y alto muestran que ninguno de los fraccionamientos propuestos por la literatura son aplicables en el caso de las orcas.

5.2.2.- Resultados para los isótopos de nitrógeno

a) Sangre. Se repiten en los isótopos de nitrógeno los patrones detectados en los isótopos del carbono. Se puede detectar en la sangre el primer cambio de dieta, el día 69 del experimento aún se encontraron valores compatibles con la dieta experimental 1, el día 113 ya se midieron valores esperados para animales con dieta experimental 2 y el día 149 se mantienen los valores correspondientes a la dieta experimental 2. Se ha detectado por tanto un desfase de 44 días.

Cuando se compara la serie de valores medidos en los animales y los valores teóricos esperados según los fraccionamientos encontrados en la literatura se ve que ninguno de los valores de fraccionamiento propuestos anteriormente es adecuado para el caso de la sangre en orcas.

La tabla 5.4 muestra los valores medios medidos en las 4 orcas en los periodos considerados representativos de cada dieta experimental, y las diferencias encontradas con los valores de la dieta experimental en cada caso. También se presentan las diferencias entre ambos valores (fraccionamiento). No se encontraron diferencias entre los fraccionamientos medidos para la dieta 1 y los medidos para la dieta 2 ($t = 0.363$, $p = 0.7228$)

Tabla 5.4.- Valores $\delta^{15}\text{N}$ en dietas experimentales y en sangre de orcas. También se muestran los fraccionamientos observados

Dieta	$\delta^{15}\text{N}$ Dieta	$\delta^{13}\text{C}$ Orcas (media)	Diferencia depredador - presa (fraccionamiento)
dieta exp 1	12.05	12.95	0.90
dieta exp 2	12.50	13.38	0.88

b) Piel. Es imposible detectar el cambio de dieta en los valores $\delta^{15}\text{N}$ medidos en piel de orca. Cuando se intenta el ajuste de un modelo de regresión el mejor ajuste consiste en una recta de pendiente no distinta de 0. El descenso importante durante la primera semana parece responder al cambio de dieta sucedido 30 días antes del inicio del experimento. Las oscilaciones en los valores desde el día 224 hasta el día 275 no se ajustan a los resultados esperados.

El valor medio de los fraccionamientos medidos en cada muestreo durante todo el experimento es 1.58‰. Aunque no se puede calcular un factor de fraccionamiento preciso, al comparar la serie de valores observados con los valores esperados para fraccionamientos teóricos se aprecia claramente que el valor alto (3‰) no es apropiado en este caso. El valor de fraccionamiento bajo (1.7‰) se ajusta en determinados momentos del experimento pero no durante el periodo más largo de tiempo entre los dos cambios de dieta.

5.3.- DISCUSIÓN

La variación individual en los valores isotópicos se entiende, en general, cómo variabilidad en la dieta y la varianza entre individuos se utiliza para definir el grado de omnivoría de una población (Sweeting *et al.*, 2005). Sin embargo los resultados de las orcas en Loro Parque sugieren que puede haber otros factores importantes que conducen a un cierto nivel de variación individual aún cuando los 4 animales reciben exactamente la misma dieta. El grupo de animales incluidos en el experimento es heterogéneo en edad, y tamaño (factores que se sabe afectan a la velocidad de regeneración de tejidos y a los valores isotópicos (MacAvoy *et al.*, 2005). Las muestras se analizaron en grupos de unas 40 unidades sin ordenar por tejido, fecha o animal, de modo que se asumen que los errores de muestreo son iguales para los cuatro animales, cómo, además, la dieta es igual para todas las orcas, y las condiciones ambientales se mantienen controladas y estables a lo largo del tiempo, la variabilidad encontrada se debe a factores propios de cada animal, probablemente a su tamaño, edad, tasa de crecimiento y tasa metabólica. Se asume que los cuatro animales realizan la misma cantidad de ejercicio cada día (esta apreciación puede no ser exacta a corto plazo pero probablemente si lo sea medido a medio y largo plazo), por lo que las diferencias principales

vendrán determinadas por la edad, tasa de crecimiento y quizá el sexo. Además y a pesar de que el lugar de muestreo no parece un factor determinante en los valores isotópicos de los tejidos (Williams y Dunkin, 2008) los muestreos se realizaron en el dorso de los animales, en una localización cercana al lugar donde se biopsian en libertad para minimizar las posibles diferencias entre diferentes partes del cuerpo.

En ambos isótopos la sangre muestra un patrón más o menos claro en el que se reconoce el cambio de dieta experimental, sin embargo en la piel no se pueden detectar a simple vista los cambios de dieta. Los valores medidos en las muestras de las primeras semanas parecen estar relacionados con un cambio de dieta sucedido 30 días antes del inicio del experimento.

En cuanto a los resultados del experimento de alimentación, sólo el nitrógeno en la piel muestra una varianza algo mayor que el resto de isótopos y tejidos (tabla 5.2). En este caso existe además un patrón que no se repite en el resto de mediciones y es que un animal (Tekoa) presenta valores sistemáticamente menores que el resto de los individuos. Esta diferencia no puede deberse a problemas analíticos (ya que como se indicó en el párrafo anterior, las muestras se preparan en grupos grandes independientemente del animal al que corresponden). Las posibles opciones son, (1) que el animal haya estado enfermo y haya recibido algún medicamento o complemento vitamínico que no hayan recibido el resto de animales, (2) que por su edad o estado el metabolismo de las proteínas sea diferente al del resto de animales de modo natural, (3) que esté estresado, ya que en animales con estrés se modifica el sistema de regulación del nitrógeno (Hobson *et al.*, 1993). Si el motivo fuese el primero también deberían haberse encontrado diferencias en el resto de isótopos y tejidos, pero no es así. En animales con estrés se espera un enriquecimiento en valores $\delta^{15}\text{N}$ (animales estresados excretan urea más concentrada que está empobrecida en ^{15}N con respecto del organismo que por lo tanto se enriquece (Hobson *et al.*, 1993). Existen diferencias en los mecanismos de excreción y concentración de urea entre mamíferos marinos y mamíferos terrestres y la orina de los cetáceos está más concentrada que la de otros mamíferos (Raidal *et al.*, 2006), sin embargo en caso de estrés se espera que reaccionen de igual modo que otros mamíferos concentrando aún más la orina y por tanto enriqueciéndose en $\delta^{15}\text{N}$. Los cetáceos pueden disminuir la concentración de la orina (y por tanto empobrecerse en $\delta^{15}\text{N}$) en caso de ayuno al aumentar la cantidad de agua metabólica producida por el catabolismo de los lípidos (Raidal *et al.*, 2006). No parece que este sea el caso de Tekoa que es un animal bien alimentado, por lo que éste empobrecimiento se debe probablemente a la variabilidad natural de los animales.

No se esperan diferencias entre sexos (Hobson *et al.*, 1996; Kurle, 2002, Williams y Dunkin, 2008), y en general ambos se comportan de un modo similar. Con tan pocas muestras es imposible discutir el efecto del sexo en las señales isotópicas y los resultados obtenidos se deben probablemente a la variabilidad individual.

La duración del periodo de tiempo que transcurre entre el momento del cambio de dieta y el momento en que se detecta el cambio en la señal isotópica de los tejidos del depredador depende básicamente de 3 factores: (1) De la *dilución* de la señal antigua como resultado de formación de nuevo tejido que refleja la señal de la nueva dieta, del proceso de (2) *renovación* que sucede cuando se reemplaza la señal antigua con la señal de la nueva dieta durante la reparación del tejido ya existente (Fry *et al.*, 1982), y de (3) si el depredador se encuentra en equilibrio isotópico con la dieta anterior o no. La importancia relativa de estos procesos varía con la tasa de crecimiento del individuo, pero se acepta generalmente que la dilución es el proceso predominante (Hesslein *et al.*, 1993, Herzka y Holt, 2000, MacAvoy *et al.*, 2005). En el caso de las 4 orcas del Loro Parque, al ser animales jóvenes que aún están creciendo la dilución es el proceso más importante en la incorporación de la nueva señal isotópica en sus tejidos.

5.3.1.- Discusión de resultados para los isótopos de carbono

a) Sangre. No existen valores de referencia de renovación de sangre en cetáceos ni en otros mamíferos marinos. Aunque hay estimas para otros mamíferos (la vida media de los isótopos de carbono en ratones es de unos 17 días y en ratas de unos 24 días según el trabajo de McAvoy y colaboradores (2006)), no se pueden usar a efectos de comparación. En cetáceos la sangre está enriquecida en hemoglobina y hematocrito con respecto a la de mamíferos que no bucean (Ridgway, 1972). En murciélagos que también tienen hematocrito elevado en relación a otros mamíferos, la vida media de los isótopos de carbono en sangre es de algo más de 100 días (Voigt *et al.*, 2003). Es bastante probable que esta diferencia de hematocrito afecte igualmente a la velocidad de recambio del carbono en la sangre de los cetáceos

Aunque el patrón de variación observado es el esperado, no existe suficiente resolución de muestreo en el momento en que se produce el cambio de señal isotópica. El día 69 desde el inicio del experimento aún se midieron valores propios de la dieta experimental 1, el día 113 se midieron valores intermedios y el día 149 se midieron valores propios de la dieta experimental 2. Los valores esperados con la dieta experimental 2 se alcanzaron en algún momento entre el día 113 y el día 149 desde el inicio del experimento, es decir entre los días 54 y 90 desde el cambio de dieta. Sólo hay 2 muestreos en ese tiempo por lo que no es posible ajustar ningún modelo de regresión que permitiese afinar o estimar mejor el periodo de tiempo transcurrido desde el cambio de dieta hasta que la señal se detecta en la sangre. Si los tejidos no están en equilibrio con la nueva dieta o el número de muestreos a lo largo del tiempo es muy pequeño, el ajuste de modelos inapropiados resulta habitualmente en la sobreestima de las tasas de renovación tisular. Lo que si se puede deducir de los resultados obtenidos es que desde el cambio de dieta, hasta que se encuentran valores propios de la dieta experimental 2 en la sangre de los animales han transcurrido aproximadamente 90 días.

Los valores $\delta^{13}\text{C}$ medidos en la sangre de las orcas se ajustan aproximadamente con los esperados en caso de fraccionamiento bajo, y son menores que los observados en pinnípedos. No hay datos para otros cetáceos. Los fraccionamientos medidos con la dieta experimental 1 y con la dieta experimental 2 son muy parecidos (0.69 y 0.61) y no son estadísticamente diferentes. Este valor es una aportación nueva que permite conocer mejor el funcionamiento isotópico del sistema depredador-presa en las orcas.

b) Piel. No hay ningún trabajo previo específico sobre la velocidad de incorporación de nuevos isótopos en piel de cetáceos. La estima más cercana es el trabajo de Hicks *et al.*, en 1985 con delfines mulares. Según este trabajo la nueva dieta podría detectarse en las capas más superficiales de la piel en un periodo de entre 11 y 16 días. Para marsopas comunes (Toperoff, 2000) y calderones negros (Abend y Smith, 1997) también se estiman periodos de entre unos pocos días y unas pocas semanas. El muestreo se diseñó con esas cifras como referencia, sin embargo los resultados obtenidos sugieren periodos bastante más largos. Se espera que la señal de la nueva dieta se detecte antes en la piel que en la sangre (Hicks *et al.*, 1985; Tieszen *et al.*, 1983). El plasma sanguíneo tiene tasa de renovación más alto que las células sanguíneas (Hobson y Clarck, 1993; Klaassen *et al.*, 2004), de modo que la sangre completa debe, en teoría, ser un tejido de tasa de renovación intermedio. Sin embargo el patrón de cambio que se observaba tan claramente en la sangre no aparece en la piel. No hay forma de detectar en que momento la piel refleja valores de la dieta experimental 1 y en que momento muestra valores propios de la dieta experimental 2. Existe un enriquecimiento progresivo, muy lento y gradual.

Aunque hay posibilidad de diferencias en las señales isotópicas de las especies de pescados de la dieta a lo largo del tiempo que duró el experimento, éstas no deberían ser muy grandes. Aún se esperan los resultados de los últimos peces muestreados, sin embargo los valores medidos en los pescados suministrados a las orcas como alimento, son muy parecidos a los medidos en las mismas especies encontrados en la literatura (Kurle, 2002). En 1996 Hobson y sus colaboradores no encontraron variaciones en los valores isotópicos medidos en arenque congelado (de la misma procedencia que el suministrado a las orcas) a lo largo de 31 meses. La falta de variación en la señal isotópica medida en la piel de los animales no es consecuencia de variaciones no detectadas en la señal de la dieta. Además de ser este el caso, tampoco se habrían encontrado diferencias en la sangre.

La causa más probable de la no detección de patrones en la piel es la pequeña diferencia que existe entre los valores isotópicos de las dietas experimentales. Una unidad de diferencia en carbono no parece suficiente para encontrar diferencias en la piel de las orcas, aunque si es suficiente para encontrar diferencias en la sangre. La otra causa posible es que el periodo de tiempo transcurrido no es suficiente y quizá se hubiese observado cambio de seguir con la dieta experimental 2 durante más tiempo. El segundo cambio de dieta se produjo el día 268 del

experimento, 209 días después del primer cambio. A la vista de los resultados de Hicks en 1985, 209 días deberían haber sido más que suficientes para detectar el cambio. Un tercer cambio de dieta utilizando una especie de pescado con mayor diferencia isotópica podría ayudar a distinguir cuál es la verdadera causa del patrón observado en el experimento.

Tampoco que se puede calcular el fraccionamiento que existe entre la dieta y la piel de las orcas. Es posible calcular el fraccionamiento durante la primera parte del experimento, antes del primer cambio de dieta (1,58‰), pero es imposible determinar otros periodos en los que calcular fraccionamientos tras el cambio de dieta, para poder comparar cómo en el caso de la sangre. En cualquier caso este es un valor muy cercano al valor medio de los fraccionamientos medidos a lo largo de todo el experimento (1.63‰), y no debe estar muy alejado de la realidad.

2.3.2.- Discusión de resultados para los isótopos de nitrógeno

a) Sangre. No existen referencias para cetáceos en lo que a la tasa de reemplazamiento tisular se refiere. Tampoco hay para otras especies de mamíferos marinos. Aunque en ocasiones se utilizan tasas de renovación y fraccionamientos medidos en mamíferos terrestres cuando se trabaja con mamíferos marinos, la sangre de mamíferos buceadores está enriquecida en hemoglobina y hematocrito con respecto a la de mamíferos que no bucean (Ridgeway, 1972). Esta diferencia en la composición de la sangre podría afectar tanto la tasa de renovación tisular como el fraccionamiento isotópico entre depredador y presa.

Igual que en el caso del carbono, los valores medidos en la sangre siguen un patrón conocido y esperado tras el cambio de dieta. El día 69 del experimento (10 días después del cambio de dieta) sigue mostrando valores esperados con dieta experimental 1, el día 113 (54 días después del cambio de dieta) ya se han alcanzado valores propios de la dieta experimental 2. Estos valores se mantienen, con ligeras variaciones, durante el resto del experimento. Es este caso sólo hay dos muestreos en el periodo de cambio y es imposible ajustar ningún tipo de modelos, pero si se puede confirmar que el cambio tuvo lugar en algún momento entre el día 10 y el 54 tras el cambio de dieta. La diferencia entre la dieta experimental 1 y la dieta experimental 2 es muy pequeña (0.5‰) y la precisión analítica es de 0.2‰; de modo que quizá existan oscilaciones naturales o de medición en los valores $\delta^{15}\text{N}$. Sin embargo, los valores de nitrógeno en sangre son los que presentaron menor variabilidad individual de los cuatro casos considerados, y el cambio en los valores $\delta^{15}\text{N}$ de la sangre debe atribuirse al cambio de dieta.

Un aspecto importante a tener en cuenta es que el desfase temporal desde que se modifica la dieta hasta que se miden los nuevos valores en la sangre de los animales es distinto para ambos isótopos. Es decir en el mismo tejido los dos isótopos se renuevan a velocidades

diferentes. En el metabolismo de las proteínas, carbono y nitrógeno se movilizan con patrones semejantes y a velocidades semejantes por lo que ambos elementos deberían tener tasas de renovación parecidas. Cuando la dieta es rica en carbohidratos y/o grasa, las rutas metabólicas implicadas movilizan el carbono y el nitrógeno de forma diferente y por tanto las tasas de renovación de cada elemento en el mismo tejido pueden ser diferentes (Hobson y Stirling, 1997; Ogden *et al.*, 2004; MacAvoy *et al.*, 2005). Este fenómeno hace la interpretación de la dieta más difícil ya que cada isótopo refleja distintos periodos de tiempo. En otros trabajos realizados con orcas en la naturaleza siempre se ha asumido que la tasa de renovación de ambos elementos es similar. Si los resultados obtenidos en este trabajo se confirman, habría que revisar el conocimiento adquirido con esta técnica en orcas en libertad. Sería interesante contar con la información del contenido en grasas e hidratos de carbono de las especies utilizadas en la dieta para explorar este resultado.

Cómo en el caso del carbono se calcularon los fraccionamientos para el periodo inicial del experimento (antes del cambio de dieta) (0.90‰) y para el periodo que va desde el día 113 hasta el día 268 (segundo cambio de dieta) (0.88‰). Tampoco en este caso se encontraron diferencias significativas y se propone 0.89 como valor de fraccionamiento para el nitrógeno en sangre de orca.

b) Piel. Al igual que en caso de los valores $\delta^{15}\text{N}$ en la sangre, en la piel los resultados no se ajustan al modelo esperado. No se detectan periodos de tiempo en los se refleje la dieta experimental 1 o la dieta experimental 2. Se asume que los animales están en equilibrio con la dieta experimental 1 antes del primer cambio de dieta, se espera un cambio en los valores $\delta^{15}\text{N}$ que reflejen este primer cambio (que no se detecta en los resultados) y después que la piel se encuentre de nuevo en equilibrio con la dieta experimental 2 antes del segundo cambio de dieta. Las oscilaciones coinciden en el tiempo con el segundo cambio de dieta cuando se espera que estén en equilibrio con la dieta experimental 2. ¿Es posible que estas oscilaciones correspondan al primer cambio de dieta y no al segundo? De ser así, habrían pasado 209 días, muchos más de los 16 esperados (Hicks *et al.*, 1985). Además las oscilaciones no suponen un cambio real, (el valor medio de los valores $\delta^{15}\text{N}$ medido antes y durante las oscilaciones es semejante, sólo cambia la varianza) simplemente se incrementa la variabilidad pero no reflejan la dieta experimental 2. Estas oscilaciones se detectan en los cuatro animales en los dos isótopos y los dos tejidos al mismo tiempo, no son por tanto dependientes del individuo, el tamaño, o el sexo, sino que deben estar relacionadas con algún cambio en la ingesta de los animales, ya sea el pescado, distintos suplementos vitamínicos o medicamentos. En cualquier caso, es importante hacer notar que en este periodo se tomaron muestras en intervalos de tiempo muy cortos, igual, es un fenómeno normal, que simplemente no se detecta en otros momentos por la menor frecuencia de muestreo.

Igual que en el caso de la sangre, ninguno de los dos valores de fraccionamiento propuestos en la literatura científica es coherente con los resultados obtenidos. Los valores $\delta^{15}\text{N}$ medidos en las orcas en la piscina están muy lejos de los esperados en caso de fraccionamiento igual a 3‰. En la primera parte del experimento los resultados eran los esperados para un fraccionamiento igual a 1.7‰, ligeramente más alto que el valor medio medido a lo largo de todo el experimento (1.58‰). ¿Se sigue manteniendo el fraccionamiento en este valor tras el cambio de dieta? Imposible de decir con los resultados obtenidos. Parece que 0.5‰ de diferencia entre las dos dietas experimentales no es suficiente para detectar el cambio en la piel. La inclusión de un tercer pescado o la utilización del espadín como estaba previsto en el inicio del experimento hubiese proporcionado resultados más interesantes al presentar valores isotópicos más enriquecidos comparados con arenques y capelanes. La repetición del experimento con una nueva especie de pescado sería muy interesante para intentar descifrar los patrones obtenidos con arenque y capelin como dietas experimentales.

En conclusión, los resultados de este estudio demuestra que ninguno de los dos valores de fraccionamiento propuestos en la literatura científica es coherente con los valores obtenidos y para esta especie no son los adecuados (Herman *et al.*, 2005; Krahn *et al.*, 2007; Krahn *et al.*, 2008), y tampoco se ajustan a los propuestos por Abend y Smith (1997) en su trabajo con calderones negros. Este resultado pone de manifiesto la necesidad de trabajar con valores específicos para cada especie y tejido cuando se trata de reconstruir la dieta de un organismo a partir de sus señales isotópicas y las de sus presas probables.

Tal y como se esperaba ambos tejidos presentan diferentes factores de fraccionamiento (Sponheimer *et al.*, 2003). La sangre muestra un enriquecimiento menor que la piel, resultado consistente con el trabajo realizado con focas por Hobson y colaboradores en 1996.

6.- HÁBITOS TRÓFICOS DE ORCAS EN EL ESTRECHO DE GIBRALTAR

6.1.- INTRODUCCIÓN

La orca es un superdepredador marino que depreda sobre una amplia gama de presas, incluyendo peces, aves, tortugas marinas, pinnípedos, y nutrias marinas (Northridge, 1984; Heyning y Dahlheim, 1988; Jefferson *et al.*, 1991; Simila y Ugarte, 1993) incluyendo también aves y tortugas marinas. En distintos lugares, las poblaciones de orcas están especializadas en la explotación de redeterminadas presas. En Columbia Británica, las orcas llamadas “residentes” se han especializado en la pesca de salmón, mientras que las llamadas “transeúntes” sólo se alimentan de mamíferos marinos (Baird y Hill, 1995; Ford *et al.*, 1998). Este tipo de especialización trófica existe también en orcas del océano Antártico (Pitman y Ensor, 2003), donde las orcas de tipo A se alimentan de rorcual aliblanco antártico (*Balaenoptera bonaerensis*), las orcas de tipo B que se alimentan fundamentalmente de focas aunque pueden incluir rorcuales aliblanco antárticos y yubartas (*Megaptera novaengliae*), y las orcas de tipo C que se alimentan de bacalao de profundidad (*Dissostichus mawsoni*) (Pitman y Ensor, 2003; Krahn *et al.*, 2008). En el archipiélago de Crozet, las poblaciones de orcas se alimentan tanto de peces, como de pingüinos reales y mamíferos marinos (Guinet, 1992). Estas diferencias en la ecología trófica tienen una importancia consecuente en el modo de organización social y en el comportamiento de estas orcas (Bigg *et al.*, 1985; Barrett-Lennard *et al.*, 1996; Baird y Dill, 1996; Baird y Whitehead, 2000).

Los trabajos que versan sobre la estructura genética de las diferentes poblaciones de orcas (Stevens *et al.*, 1989; Hoelzel *et al.*, 1998; Lance Barret-Lennard comm. pers) indican que poblaciones que genéticamente están muy relacionadas pueden presentar ecologías tróficas muy diferentes. Estos resultados sugieren que las orcas son capaces de ajustar localmente su comportamiento en función de las presas disponibles, y de las condiciones ambientales del entorno. Apoyándose en las observaciones realizadas en Argentina (Lopez y Lopez, 1985) y en el Archipiélago de Crozet (Guinet, 1991; Guinet y Bouvier, 1995) sobre el aprendizaje de técnicas de caza, sobre las observaciones producidas en cautividad y sobre la ontogénesis de los gritos en orcas recién nacidas (Bowles *et al.*, 1988), Rendell y Whitehead (2000) proponen la existencia de una transmisión cultural por aprendizaje en el seno del grupo social. Tal proceso de transferencia cultural sería la clave de la gran adaptabilidad de las orcas a condiciones tan dispares como zonas polares y zonas tropicales, así como a recursos alimenticios muy variados.

A pesar de que las orcas son meros visitantes del Mediterráneo (Nortabartholo di Sciara, 1987), la especie puede observarse de forma regular en el Estrecho de Gibraltar en asociación con atún rojo (*Thunnus thynnus*). Esta situación está documentada desde hace al menos 600 años

(Florido del Corral, 2006). Durante la época primaveral, las orcas cazan atunes que entran en el mediterráneo, y durante el verano hacen lo mismo con los atunes que vuelven al Atlántico, una vez que se han reproducido. Numerosas interacciones han sido observadas entre las orcas y las pesquerías de atún durante la época estival (De Stephanis, 2005, 2008; Seller, 2007; Esteban, 2008), con unas pérdidas estimadas en la pesquería española de alrededor del 18% de las capturas en el año 2004 (De Stephanis, datos sin publicar). Así mismo, las orcas son observadas alrededor de las almadrabas, tanto de Barbate como de Conil, Tarifa y Zahara de los Atunes en la provincia de Cádiz. Este tipo de interacciones con artes de pesca se han observado en varias zonas del mundo: en el hemisferio Norte existe información en el Mar de Bering donde las orcas interaccionan con palangre de bacalao negro (*Anoplopoma fimbria*) y fletán negro (*Rainhadtius hippoglossoides*) (Yano y Dahlheim 1995), y con arrastreros (Fertl y Leatherwood, 1997); al norte de Escocia con arrastreros pescando caballa (*Scomber scombrus*) (Couperus 1993; Luque *et al.*, 2006); en Noruega con la flota pesquera de arenque (*Clupea harengus*) (Simila, 2005). También hay registro de interacciones en Alaska (Northridge 1991); en las islas Shetland (Couperus, 1994) e Islandia (Northridge, 1984). En el hemisferio Sur se han documentado casos de interacciones con palangres destinados a la pesca de bacalao de profundidad (*Dissostichus eleginoides*) (en la isla Georgia del Sur, Ashford 1996, Purves *et al.*, 2004, en las Malvinas, Nolan y Liddle 2000, y en otras áreas del océano Antártico, Kock *et al.*, 2006); con palangres para cazón (*Galeorhinus galeus*) y rufo antártico (*Hyperoglyphe antarchia*) en Nueva Zelanda (Visser 2000) y con palangres para atún (*Thunnus* spp) y pez espada (*Xiphias gladius*) en Brasil (Secchi y Vaske 1998; Dalla Rosa y Secchi 2007).

Debido a la situación de sobreexplotación del atún rojo y al alto riesgo de colapso del stock (continuo descenso de la biomasa reproductora y aumento rápido de la mortalidad por pesca, especialmente en los individuos grandes) la UE ha adoptado un plan de recuperación para la especie en el Mediterráneo y Atlántico Oriental que entró en vigor en el 2008 siguiendo el consejo del Comité Permanente de Investigaciones y Estadísticas de la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (ICCAT, 2008). No se conoce el efecto que esta sobreexplotación y subsecuentes cambios en la explotación del stock pueden tener sobre las orcas del Estrecho ya que para empezar no se posee información detallada sobre su dieta, por ejemplo no está claro si se alimentan únicamente de atún rojo, o si por el contrario, diversifican sus presas a lo largo del año, incluyendo otras especies de peces o de mamíferos marinos. No se han producido varamientos de animales que permitan el estudio de sus contenidos estomacales y aunque existe información sobre su dieta a partir de observaciones directas, éstas están habitualmente restringidas a áreas cercanas a la costa y a periodos de buen tiempo, y además sólo proporcionan información sobre lo que sucede en la superficie.

En la población de orcas del estrecho de Gibraltar se han identificado 42 animales, actualmente, y tras a la muerte confirmada de al menos 3 ejemplares, se reconocen 39 individuos. (De Stephanis, 2008; Esteban, 2008). Su distribución se explica fundamentalmente

por la longitud geográfica, situándose sobre todo en la zona Oeste del Estrecho, y por la profundidad, buscando las orcas, tanto en primavera como en verano (a excepción del mes de junio) aguas relativamente poco profundas. La estructura social de las orcas del estrecho es de 5 pods pertenecientes a su vez a 3 grupos sociales que presentan por lo menos dos haplotipos diferentes, y por tanto pertenecen por lo menos a dos matrilineas distintas. Los parámetros de historia natural se acercan al del resto de las orcas estudiadas a largo plazo con el mismo tipo de metodología, sin embargo, los resultados referentes a intervalos de nacimientos y de crecimiento de población serían de los más altos del planeta en lo que al grupo social formado por los pods de Camacho-Morales-Macarra se refiere (Pods verde, azul y rojo respectivamente) (Esteban, 2008). Se reproduce a continuación la figura de asociaciones de los individuos identificados y que describe los dos grupos sociales con diferentes estrategias de caza. El pod amarillo (Vega) que utiliza la persecución y el agotamiento de sus presas como estrategia de caza (Guinet *et al.*, 2007) y el grupo social formado por los pods verde, azul y rojo (Camacho, Morales y Macarra, respectivamente) que cazan en primavera, pero que interaccionan con las pesquerías de atunes en el Estrecho de Gibraltar en verano (Esteban 2008). El pod negro ha sido avistado una única vez y no se tiene información sobre sus técnicas de caza. Los análisis genéticos de las poblaciones europeas de orcas, muestran que la orca varada en 2006 (Vega) pertenece a una población diferente del resto de las orcas muestreadas en el Estrecho o en el Golfo de Cádiz y está más relacionadas con orcas comedoras de caballa del Atlántico Norte (Foote *et al.*, 2009). A falta de más muestras de ese grupo por analizar, parece que el pod amarillo es distinto del resto de grupos presentes en el área de estudio y resulta interesante explorar si también sus señales isotópicas son diferentes.

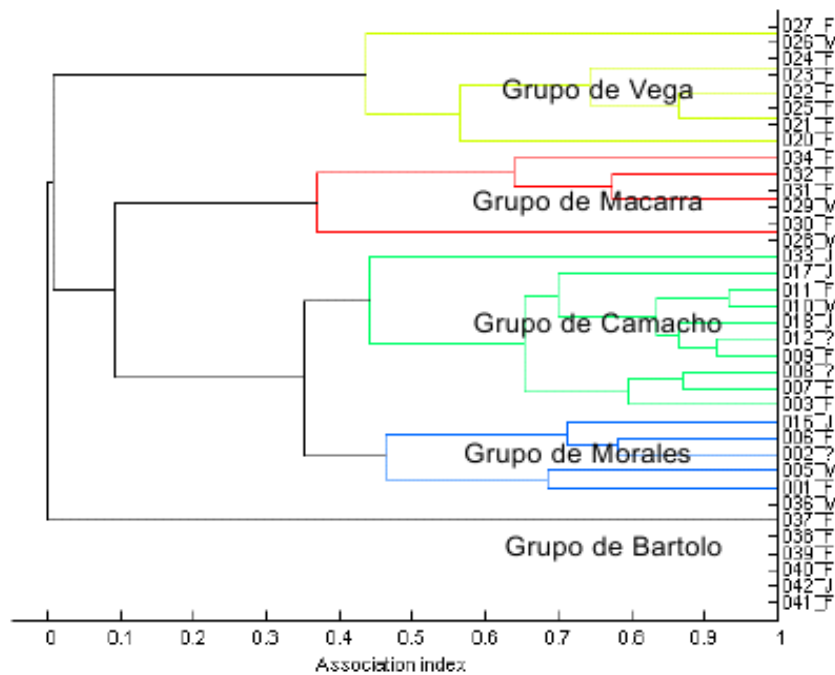


Figura 6.1.-Cluster de asociaciones (Half-Weight association index) entre individuos vistos en ≥ 4 ocasiones diferentes. El sexo se especifica en el código individual, M para machos y F para hembras, los juveniles con sexo sin determinar se codifican con J. Figura proporcionada por CIRCE. (Esteban 2008)

En prácticamente todas las ocasiones, se las observó pescando atunes rojos, sin embargo no está claro si se alimentan únicamente de esta presa, o si por el contrario, diversifican sus presas a lo largo del año, incluyendo otras especies de peces o de mamíferos marinos (en 1880 un grupo de orcas fue avistado atacando un rorcual común en aguas del Estrecho de Gibraltar). En caso de ser el atún rojo la única presa de las orcas objeto de estudio, y a causa de la sobreexplotación a la que está sometida la población de atunes en el mundo, existiría un riesgo importante para la población de orcas causado por la disminución de disponibilidad de presas.

¿Podrían las orcas del Estrecho de Gibraltar modificar su dieta en caso de desaparición de los atunes rojos? La respuesta a esta pregunta es diferente en los dos escenarios posibles; (a) presencia en la dieta de las orcas de otras especies además de atún rojo y (b) dieta exclusiva de atún rojo. En el primer escenario la disminución (o desaparición) del atún rojo modificaría la proporción de las distintas presas en la dieta según su contenido energético y disponibilidad para mantener la ingesta calórica estable. La siguiente pregunta lógica sería; ¿Hay suficiente cantidad de recurso alternativo para mantener la población de orcas?, el primer paso para contestar a esta pregunta es conocer la composición específica exacta de la dieta de las orcas. En el segundo escenario, la probabilidad de supervivencia/extinción de la población depende en primer lugar, de la capacidad de los animales de modificar su dieta identificando cómo

recursos tróficos especies que ahora mismo no reconocen cómo tales y de modo secundario, de la abundancia de estos nuevos recursos y las nuevas relaciones de competencia establecidas con otros organismos del ecosistema.

Los objetivos de esta parte del trabajo son por tanto:

1.- Explorar las posibles diferencias en las señales isotópicas de las orcas del área de estudio atendiendo al grupo social al que pertenecen y las distintas estrategias de obtención de recursos (orcas cazadoras frente a orcas que parasitan a los atuneros) en el momento del muestreo.

2.- Determinar la composición de la dieta de los distintos grupos de orcas a partir de sus valores isotópicos, con especial interés en la proporción de atún rojo.

6.2.- MÉTODOS

6.2.1.- *Métodos de campo*

Las muestras se tomaron en el Estrecho de Gibraltar y Golfo de Cádiz en primavera y verano de los años 2006, 2007 y 2008. Se realizaron campañas dedicadas en el Golfo de Cádiz de 15 días de duración cada una en primavera y verano. En el Estrecho de Gibraltar se sale a navegar siempre que la climatología lo permite y se intenta el muestreo siempre que las orcas están presentes en el área con preferencia sobre el trabajo con otras especies.

El muestreo y las técnicas empleadas fueron autorizados en el permiso 813 de 1 de Junio de 2005, renovado hasta el 31 de Octubre de 2010 de la Dirección General de Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. Y se cumplió estrictamente con todas las medidas legales pertinentes.

Con una ballesta armada con un dardo con una punta de biopsia se dispara a los animales situados a una distancia entre 6 y 15 metros. Se dispara a las orcas cuando salen a respirar y se apunta al costado justo bajo la aleta dorsal. La punta del dardo penetra en la hipodermis del animal aproximadamente un centímetro, y rápidamente se libera, reteniendo una pequeña muestra de piel y grasa que se utilizará para el análisis. El diámetro y longitud de la punta están calibrados para la obtención de muestras de orcas en verano cuando la capa de grasa subcutánea es mas fina, de modo que nunca se toca el tejido muscular minimizando los riesgos para el animal. Las puntas serán proporcionadas por Finn Larsen, y por Lance Barret Lennard proveedores habituales de puntas de biopsia para trabajos similares en Europa y Estados Unidos y con gran experiencia en la realización de biopsias a orcas. Por motivos de seguridad

no se realizarán biopsias de animales juveniles ni de crías, ni de animales que estén constantemente acompañados por crías o juveniles.

Las muestras de piel obtenidas mediante biopsia de animales vivos se mantienen en una nevera portátil con hielo hasta la llegada a puerto donde se separa la piel de la grasa y se congelan a -20°C hasta el momento del análisis en el laboratorio. Este procesamiento preliminar de las muestras se realizará siempre en un periodo de tiempo inferior a 12 horas desde su obtención. Las puntas se limpian y esterilizan después de cada utilización y se mantienen estériles hasta el momento de usarlas en un nuevo disparo.

A efectos de comparación también se han muestreado 91 atunes rojos del área del Estrecho de Gibraltar y Barbate. Todas las muestras se consiguieron entre 2005 y 2007 ya que en 2008 se cerró la pesquería. Las muestras se consiguieron de lonjas, pescadores y almadrabas estableciendo contactos personales y asegurando de ese modo la procedencia del atún. La mayor parte de ellos se muestrearon en el lomo (en la zona más cercana a la cabeza). No se dispone de la longitud ni del peso de los atunes. Todos los atunes son de entrada en el Mediterráneo, excepto uno que se capturó a la salida hacia el Atlántico.

6.2.2.- Métodos de laboratorio

Las muestras aún congeladas se colocan en placas de Petri de vidrio y se introducen en la estufa a 60° centígrados durante 48 horas para su secado. Una vez secas se pulverizan en un mortero de ágata y se guardan en tubo de plástico tipo eppendorf hasta el momento de la extracción de lípidos. El proceso es el mismo que para las muestras de orcas de Loro Parque y se describe con detalle en el capítulo 5 de este documento.

Una vez en el Laboratorio de espectrometría de relaciones de masa isotópicas se reduce la muestra a un gas purificado (CO_2 , N_2 , SO_2 , SH_6 y H_2) que es analizado por el espectrómetro de masas. Se utiliza un espectrómetro de masas Micromass Cf-Isochrom de sector magnético que analiza las relaciones isotópicas $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ y $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ en CO_2 y N_2 de las muestras mediante un analizador elemental Carlo Erba 1108-Chns de flujo continuo.

6.2.3.- Métodos estadísticos

El primer paso consiste en la modelización de la dieta esperada en orcas que se alimenten únicamente de atunes rojos utilizando las mismas ecuaciones que usaron Herman *et al* (2005):

$$\delta_{esperado-N} = \sum_{i=1}^n (Diet_i \times \delta^{15}N_i) + Fracc$$

$$\delta_{esperado-C} = \sum_{i=1}^n (Diet_i \times \delta^{13}C_i) + Fracc$$

Donde $\delta_{esperadoN/C}$ es el valor esperado en una orca que se alimente siguiendo de la dieta especificada; n es el número de presas diferentes incluidas en la dieta; $Diet_i$ es la proporción de peso (en tanto por uno) de la presa i en la dieta de la orca; $\delta^{15}N$ y $\delta^{13}C$ son los valores isotópicos medidos en la presa i ; y $Fracc$ es el valor del fraccionamiento calculado para ese tejido en ese depredador. En este caso se desea modelizar el valor esperado en una orca que se alimente exclusivamente de Atún rojo, luego n es igual a 1 y $Diet_i$ también es igual a 1. Los valores de fraccionamiento utilizados son los obtenidos en el trabajo de las orcas en cautividad ($\Delta\delta^{15}N = 1.3$ y $\Delta\delta^{13}C = 1.35$). Estos valores corresponden con los del día 268 del experimento (último día de muestreo antes del segundo cambio de dieta) tras 206 días de dieta constante. Los valores esperados obtenidos del modelo se compararan con los valores medidos en las orcas del Estrecho de Gibraltar.

Para incluir la posibilidad de otras presas en la dieta de las orcas, también se utilizaron modelos de mezcla isotópicos siguiendo el procedimiento descrito por Phillips y Gregg (2003), y Phillips et al (2005) y el software de distribución gratuita "ISOSOURCE" que implementa el método y que puede encontrarse en la página web del EPA (Environmental Protection Agency; www.epa.gov/wed/pages/models.htm). Según este trabajo (Phillips y Gregg, 2003) es posible encontrar los límites superiores e inferiores de las posibles contribuciones de cada recurso a la dieta objeto de estudio de modo que se pueden estudiar las contribuciones de múltiples fuentes incluso si se han analizado únicamente dos isótopos. Las contribuciones relativas de los recursos considerados calculadas según este procedimiento suman 100%, de modo que se presenta una situación de equilibrio múltiple en la que si un recurso contribuye en realidad con el máximo de los valores posibles calculados, otro recurso deberá contribuir con una cantidad menor al valor máximo de los calculados para este segundo recurso. El proceso es sensible al fraccionamiento que sucede durante la digestión y asimilación, de modo que hay que corregir los valores de los recursos. Hemos utilizado los valores encontrados en el experimento llevado a cabo con orcas en cautividad (1.35 ‰ para el $\delta^{13}C$ y 1.3‰ para el $\delta^{15}N$). La corrección se hace añadiendo el valor del fraccionamiento al valor δ calculado para el recurso en cuestión. Se utilizaron para los recursos, los valores isotópicos de otras 6 especies (*K. pelamis*, *L. caudatus*, *P. bogaraveo*, *S. scombrus*, *T. trachurus trachurus*, y *S. aurata*) muestreadas en el estrecho de Gibraltar.

6.3.- RESULTADOS

Se han incluido en total 13 muestras de piel de orca, 7 del Estrecho de Gibraltar y 6 del Golfo de Cádiz, y 91 muestras de atún rojo (90 de entrada al Mediterráneo y una de salida)

Los valores encontrados para los atunes rojos de entrada varían entre 8.80‰ y 13.46‰ para $\delta^{15}\text{N}$ y -20.64‰ y -14.12‰ para $\delta^{13}\text{C}$ (n= 90), el único atún de salida analizado tiene valores $\delta^{15}\text{N}$ = 12.91 y $\delta^{13}\text{C}$ = -16.62

Los valores medidos en las orcas varían entre 12.19‰ y 13.0‰ para $\delta^{15}\text{N}$ y -17.54‰ y -15.50‰ para $\delta^{13}\text{C}$ (n= 90).

6.3.1.- Diferencias entre áreas y grupos sociales

La figura 6.2, muestra en un diagrama de dispersión los valores isotópicos de las orcas en el Estrecho (verano), de las orcas en el Golfo de Cádiz (primavera) y de la muestra del pod amarillo (Vega).

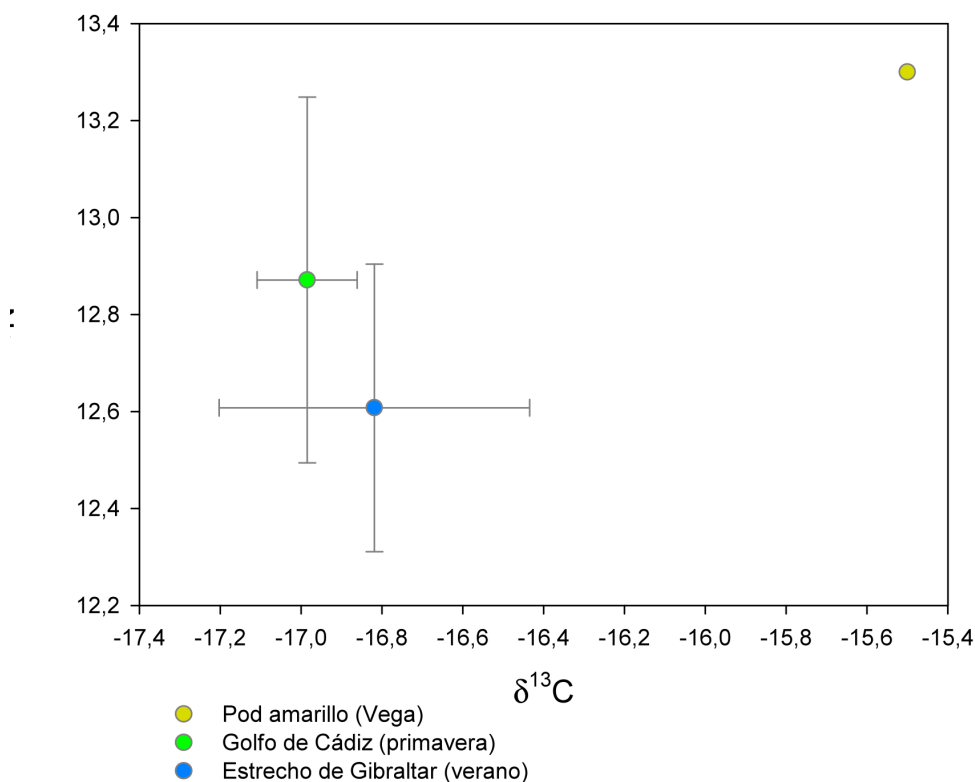


Figura 6.2. Diagrama de dispersión de los resultados medidos en piel de orcas del área de estudio. Se muestran los valores medios y las desviaciones estándar.

Para comprobar la existencia de diferencias en los valores isotópicos de primavera y verano se utilizaron dos pruebas U de Mann Whitney, ya que aunque se cumple la asunción de normalidad, no hay homogeneidad de varianzas y por tanto no se puede usar un test paramétrico (t de student por ejemplo). Ambas pruebas resultaron no significativas ($\delta^{13}\text{C}$ Z= 0.8931, p= 0.3717; $\delta^{15}\text{N}$ Z= -1.3804 p= 0.1674) de modo que se considera que no hay diferencias entre las dietas de primavera (golfo de Cádiz) y verano (Estrecho de Gibraltar).

A simple vista parece que la orca del grupo amarillo tiene valores isotópicos totalmente distintos de los del resto de animales. Para comprobar estadísticamente si existen o no diferencias se calcularon los valores $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ medios y las desviaciones estándar del resto de orcas muestreadas, y asumiendo una distribución normal, se calculó la probabilidad de obtener el valor de la orca del pod amarillo ($\delta^{15}\text{N}$ Z(12,69,0,33) = 13,16 p = 0,922812; $\delta^{13}\text{C}$ Z(-16,87,0,32) = -15,95 p = 0,00202). Según este resultado el animal del pod amarillo es significativamente distinta del resto de animales en sus valores $\delta^{13}\text{C}$ pero no en $\delta^{15}\text{N}$. Para el resto de análisis se consideraran los animales de los pods verde, azul y rojo como un grupo homogéneo, y el animal del grupo amarillo como representante único del otro grupo.

6.3.2.- Modelización de la dieta

Con los valores medidos en atunes rojo en el Estrecho de Gibraltar y los fraccionamientos calculados en el experimento con las orcas en cautividad se han estimado los valores esperados en orcas del Estrecho que se alimentasen únicamente de atún rojo de entrada al Mediterráneo; $\delta^{15}\text{N}$ = 12.88‰ (intervalo de confianza 95% entre 10.02‰ y 13.16‰), y $\delta^{13}\text{C}$ = -16.05‰ (intervalo de confianza 95% entre -20.03‰ y -15.55‰). Aunque sólo se cuenta con una muestra analizada de atún de salida del Mediterráneo también se ha hecho el ejercicio de modelizar la dieta de los animales con esos valores; se esperarían valores $\delta^{15}\text{N}$ cercanos a 14.61‰ y valores $\delta^{13}\text{C}$ cercanos a -15.04‰. La tabla 6.1 muestra los valores delta medidos en cada individuo y su compatibilidad con los modelos isotópicos de dieta exclusiva de atún rojo.

Tabla 6.1. Valores delta medidos en las orcas del área de estudio.

Código	Pod	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$ COMPATIBLE CON EL MODELO	$\delta^{13}\text{C}$ COMPATIBLE CON EL MODELO
OOR 2	Amarillo (Vega)	13,30	-15,50	NO	NO
OOR 4	Verde (Camacho)	12,61	-17,54	SI	SI
OOR 5	Azul (Morales)	12,47	-16,76	SI	SI

OOR 6	Azul (Morales)	12,70	-16,46	SI	SI
OOR 7	Verde (Camacho)	12,27	-16,79	SI	SI
OOR 8	Verde (Camacho)	12,19	-16,88	SI	SI
OOR 9	Verde (Camacho)	12,66	-16,27	SI	SI
OOR 10	Verde (Camacho)	13,05	-17,09	SI	SI
OOR 11	Verde (Camacho)	12,54	-16,82	SI	SI
OOR 12	Verde (Camacho)	13,09	-17,12	SI	SI
OOR 13	Rojo (Macarra)	12,57	-17,00	SI	SI
OOR14	Verde (Camacho)	12,92	-16,77	SI	SI
OOR 15	Rojo (Macarra)	13,29	-17,00	NO	SI

A la vista de los resultados parece que los individuos de los pods verde, azul y rojo se alimentan exclusivamente de atún rojo, al que siguen en su migración, y sin embargo, los animales del pod amarillo, y a falta de más muestras podrían incluir en su dieta otras especies de nivel trófico ligeramente más alto y de carácter más costero.

En el caso de las orcas de verano y primavera todos los intentos de incluir otras presas en la dietas utilizando los modelos de mezcla isotópicos fueron infructuosos, y ninguna de las combinaciones probadas era admitida por el procedimiento. En el caso de la orca del pod amarillo, se encontró una solución en la que jureles y caballas podrían suponer hasta el 40% de la dieta. Es un resultado orientativo ya que hay una única muestra de orca.

6.4.- DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Aunque sólo hay una muestra del pod amarillo, todos los indicios apuntan a que se trata de una población distinta de las orcas de los pods verde, azul y rojo. Tanto los análisis genéticos (Foote *et al.*, 2009), cómo la observación de las distintas técnicas de caza (Esteban 2008) apoyan la idea sugerida por los resultados isotópicos de la diferenciación entre el pod amarillo y los otros tres pods. Sin embargo es necesario apuntar que la muestra proviene de un animal muy delgado que probablemente ya estaba metabolizando proteínas como fuente de energía en el momento de su muerte y es posible que este proceso interfiera en la correcta interpretación de los resultados. En situaciones de estrés los mamíferos concentran su orina y excretan mayor cantidad de urea (que está empobrecida en ^{15}N), y como consecuencia se enriquece el organismo (Hobson *et al.*, 1993). Sin embargo según Raidal *et al.*, (2006), en mamíferos marinos muy delgados y/o en condiciones de ayuno se diluye la orina por aumento del agua metabólica (producto del catabolismo de las grasas) y no se detectaría enriquecimiento ninguno. Imposible saber con la información de que disponemos si los valores medidos en este animal están influenciados por su estado.

Muchos de los animales avistados en primavera persiguiendo atunes hasta el agotamiento en el área de Barbate en el Golfo de Cádiz, se ven en verano en aguas del Estrecho interaccionando con pesquerías de atún (Esteban, 2008). Los resultados de los análisis isotópicos de las muestras conseguidas en estos dos lugares y momentos muestran que no hay diferencias en la dieta de los animales en ambos periodos y lugares. Es decir, que la composición de la dieta es la misma, aunque la técnica de captura de atunes es distinta, y parece que simplemente las orcas han aprendido a obtener sus recursos con menor gasto de energía en el Estrecho.

Parece que del mismo modo que sucede en el Pacífico Noroeste (Herman *et al.*, 2005) y en el océano Antártico (Krahn *et al.*, 2008), en el área del Estrecho y sobre todo en el área del Golfo de Cádiz, al menos dos poblaciones de orcas viven en simpatria aunque no utilizan los mismos recursos.

En un entorno más general, y en comparación con otros cetáceos del área de estudio (ver epígrafe 7.4.6 de este mismo documento), las orcas se encuentran en un nivel intermedio entre las especies de dieta mixta (que se alimentan de especies de peces y de moluscos cefalópodos) y especies que se consideran exclusivamente teutófagas. Esta situación tiene dos posibles interpretaciones, la primera es una dieta compuesta principalmente por cefalópodos y que incluye de modo accesorio algunas especies de peces, la segunda interpretación más plausible en este caso, es la de una dieta basada en especies de hábitos pelágicos que se alimenten a su vez de krill o pequeños peces y crustáceos. Este tipo de dieta, explica que un superdepredador como la orca presente valores $\delta^{15}\text{N}$ tan bajos. Las cadenas tróficas pelágicas son más cortas que las costeras. Asumiendo que la presa principal de la orca es el atún rojo, se puede intuir una cadena trófica simplificada similar a esta, fitoplancton → zooplancton → pequeños peces y crustáceos → atún rojo → orca. El superdepredador estaría en el nivel trófico 5. Las redes costeras mucho más complejas hacen que los “eslabones” intermedios de la cadena sean más numerosos y más variados y los organismos están más enriquecidos en $\delta^{15}\text{N}$. Se puede asumir que los valores $\delta^{15}\text{N}$ medidos en las orcas en libertad son compatibles con una dieta basada fundamentalmente en aportes pelágicos.

En cuanto a la modelización de la dieta y el ajuste de las orcas a lo esperado con una dieta única de atún rojo parece que los animales de los pods verde, azul y rojo se alimentarían exclusivamente de esta especie de túnido, aunque sin contenidos estomacales es imposible de probar con absoluta certeza. De ser cierto este resultado, el cierre de la pesquería artesanal (no de la pesquería intensiva con cerco) y la sobreexplotación del stock de atún rojo del Mediterráneo supondrían una amenaza importante para la población de orcas. Sobre todo cuando se toma en consideración que el tamaño de la población es muy pequeño y apenas alcanza un par de decenas de animales. Las implicaciones en la conservación de la población de orcas objeto del estudio son importantes. Organismos superespecialistas en su dieta y

poblaciones pequeñas afrontan mayor riesgo de extinción si aparece alguna perturbación en el ecosistema.

Los valores isotópicos medidos en la orca del pod amarillo, no son sin embargo compatibles con el modelo de dieta exclusiva de atún rojo, eso significa que incluye en su dieta otras presas, de nivel trófico algo más alto y con mayor carácter costero que los atunes. Según el modelo de mezcla isotópico tanto caballas, como jureles, serían presas posibles. Una posibilidad que debe ser explorada con más detalle es la presencia de caballas en la dieta de las orcas del pod amarillo, según los resultados de los análisis genéticos, (Foote *et al.*, 2009) la única muestra de este pod está estrechamente relacionada con la población de orcas “offshore” que se encuentran entre las Islas Shetland y la costa de Noruega y que se alimentan fundamentalmente del stock de caballa del atlántico norte (Mc Hugh *et al.*, 2007).

Hay dos consideraciones metodológicas que condicionan estos resultados de forma importante.

La primera de ellas es el factor de fraccionamiento utilizado en la modelización de la dieta exclusiva de atún. En este caso se ha escogido el valor medio de los fraccionamientos calculados a partir de los valores isotópicos de las cuatro orcas incluidas en el experimento en cautividad, tras el periodo máximo de dieta constante (206 días). Kurle (2002) calculó los valores de fraccionamientos de varios tejidos de oso marino ártico (*Callorhinus ursinus*), después de mantener a un grupo en cautividad con dieta constante durante 180 días y asumir que la señal isotópica de los animales estaba en equilibrio con la de su dieta. En el caso de las orcas 206 días parece un periodo en el que es razonable asumir el equilibrio entre los depredadores y su dieta. Pero del mismo modo se podrían haber escogido los valores de fraccionamiento calculados a partir de los valores de las orcas el día 246 del experimento, (tras 184 días de dieta constante) que también es un periodo de tiempo razonable en el que se puede asumir equilibrio entre dieta y depredador y los resultados del modelo isotópico de dieta exclusiva de atún rojo serían distintos. El resultado final del análisis depende en gran medida del proceso de fraccionamiento que se conoce a grandes rasgos pero no en detalle y es por tanto que los resultados obtenidos de este modo deben ser acogidos con la cautela necesaria.

La segunda reflexión tiene que ver con el tiempo de renovación de la piel en orcas. El experimento en cautividad no ha sido concluyente en ese sentido, pero parece que la tasa de renovación es más lenta de lo esperado inicialmente. Por lo tanto es muy probable que las muestras del verano (recogidas en el mes de Julio) sean representativas de la dieta a finales de primavera, y las muestras de primavera sean representativas de la dieta de las orcas al final del invierno, cuando no están disponibles para el muestreo. Del mismo modo que no están disponibles para el muestreo a finales del verano o principios de otoño cuando serían realmente representativas de la dieta en verano. Lo que sí está claro es que no hay diferencias

entre periodos y que ambos periodos son consistentes con la modelización de la dieta exclusiva de atún, lo que se corresponde con la hipótesis de que las orcas siguen al atún rojo en su migración reproductiva durante todo el año.

Es necesario por lo tanto, localizar a los animales durante el invierno y el otoño y estudiar su comportamiento de caza unos tres meses antes de los muestreos de verano. Es también necesario analizar muestras de atunes de salida del Mediterráneo y más muestras de orcas del grupo amarillo (Vega).

7.- HABITOS TRÓFICOS DEL DELFÍN MULAR (*Tursiops truncatus*) EN EL MAR DE ALBORÁN, ESTRECHO DE GIBRALTAR Y GOLFO DE CÁDIZ

7.1.- INTRODUCCIÓN

Existe poca información sobre la estructura y funcionamiento de las redes tróficas marinas, sobre todo en cuanto al papel que los superdepredadores (como es el caso de la mayor parte de los mamíferos marinos) juegan en estas redes. Aunque se han hecho algunos esfuerzos (p. ej. Lesage *et al.*, 2001) la mayoría de los estudios de ecología de comunidades marinas se enmarcan en escalas espaciotemporales demasiado pequeñas y no suelen incluir información sobre la composición de la dieta y/o de las relaciones tróficas que involucran a los mamíferos marinos. El delfín mular (*Tursiops truncatus*) es una de las especies de mamíferos marinos para las que existe una mayor cantidad de información sobre biología y ecología pero sin embargo todavía se conoce relativamente poco de su dieta y su papel en las redes tróficas en el área de estudio. Los resultados de estudios en diferentes partes del mundo indican que la especie muestra gran variabilidad de estrategias de alimentación y presas, probablemente adaptándose a lo disponible en cada lugar (e.g. Barros & Odell, 1990; Cockcroft & Ross, 1990; van Waerebeek *et al.*, 1990).

La información disponible sobre la dieta del delfín mular cerca del área de estudio proviene de trabajos previos basados en el análisis de contenidos estomacales de 16 animales varados entre el 1983-1997 en la costa mediterránea española (Blanco *et al.*, 2001). Estos autores citan a la bacaladilla (*Micromesistius poutassou*), la merluza (*Merluccius merluccius*) y peces de la familia Sparidae como las presas más frecuentes en la dieta del delfín mular (todas con una frecuencia de ocurrencia de más del 50% en la muestra y una contribución al total del peso reconstruido de más de un 50% y 20% en el caso de la bacaladilla y la merluza). Estos autores también indican la presencia de cefalópodos y crustáceos en la dieta aunque en menor proporción. La mayoría de las especies que forman parte de la dieta, son también especies de gran interés comercial.

Blanco *et al.*, (2001) analizaron los restos de presas encontrados en el tracto digestivo de animales varados. Este tipo de análisis es uno de los métodos más usados para obtener información sobre la dieta de mamíferos marinos pero presenta una serie de desventajas: proporciona información sobre la dieta del animal en las últimas horas de vida y al valerse de individuos varados puede que la muestra esté sesgada hacia individuos enfermos y/o que estaban alimentándose cerca de la costa, etc. (para una revisión de los posibles sesgos de este tipo de estudios ver Pierce & Boyle, 1991). Además no permite obtener información de aquellos individuos cuyos estómagos estén vacíos.

Aparte de mediante el análisis de los contenidos estomacales, se puede obtener información sobre la posición en la cadena trófica de una especie mediante el análisis de la abundancia natural de isótopos estables, principalmente Carbono y Nitrógeno, que es un método cada vez más empleado en estudios de redes tróficas (Das, 2000; Estrada *et al.*, 2003; Kelly, 2000; Hooker, 2001; Pauly *et al.*, 1998; Rau, 1983).

El análisis de isótopos estables se basa en el principio de la retención selectiva durante los procesos químicos (por ejemplo la respiración) de un determinado isótopo de un elemento constituyente de los seres vivos como puede ser el C y el N. Los isótopos son aquellas formas del mismo elemento que poseen el mismo número de protones pero diferente número de neutrones y por ello se diferencian en su peso atómico. En el caso del carbono, se estima que se produce un enriquecimiento (acumulación del isótopo más pesado, ^{13}C , frente al más ligero, ^{12}C) de aproximadamente un 1‰ entre la fuente y el consumidor (presa-depredador, o productor primario-consumidor). En cuanto al N, en el medio marino se asume en general un enriquecimiento (acumulación de ^{15}N frente a ^{14}N) de aproximadamente el 3‰ entre un depredador y su presa (Hooker *et al.*, 2001; Estrada *et al.*, 2003) aunque algunos trabajos con cetáceos sugieren que para estas especies dicho enriquecimiento oscila entre el 1.1 y el 1.7‰ (Abend & Smith, 1997; Lesage, 2001).

Este fraccionamiento isotópico (expresado como δ , proporción entre el isótopo ligero frente al isótopo pesado y comparado con un valor estándar) se utiliza para, en el caso del C, identificar sobre todo el origen de la energía y la producción primaria en la red trófica en la que se ubica ese determinado organismo. En el medio marino los consumidores en redes tróficas basadas en fitoplancton marino están enriquecidos en ^{13}C cuando se comparan con consumidores en redes tróficas basadas en plantas terrestres, y sin embargo presentan valores menores que aquellos organismos consumidores en redes tróficas en las que la mayor parte de la fijación del C se hace a través de macroalgas o fanerógamas marinas). (Smith *et al.*, 1996). En muchas ocasiones se utiliza por tanto este valor para asignar un determinado organismo a sistemas costeros o pelágicos. (Smith *et al.*, 1996; Clementz, 2001). En el caso del N, el fraccionamiento isotópico se utiliza habitualmente para describir el nivel trófico en el que se encuentra el organismo (Hobson *et al.*, 1996, Kelly, 2000).

Además de obtener información sobre la posición trófica de los organismos y/o el origen de la producción primaria, el análisis de isótopos estables permite obtener esta información integrada durante un período de tiempo más largo que en el caso de los contenidos estomacales. Al ser posible muestrear diferentes tejidos del cuerpo de un mismo individuo con tasas de renovación diferentes (como pueden ser la piel y el músculo, dientes y huesos, Tieszen *et al.*, 1983) se pueden investigar cambios en la dieta a lo largo de semanas/meses. Asimismo, permite obtener información de aquellos animales cuyo estómago esté vacío o mediante el uso de

biopsias permite obtener información de animales en libertad y no sólo de aquellos que por diferentes motivos aparecen muertos en la costa.

Algunos autores han utilizado los perfiles de isótopos estables combinados con análisis de estructura social para explorar la posibilidad de transmisiones culturales o familiares de estrategias de alimentación y selección de presas (De Stephanis *et al.*, 2008, Hoelzel *et al.*, 1989. Aunque los delfines mulares son animales de hábitos oportunistas, se conocen transmisiones de este tipo, es el caso de los grupos que pescan varando en las playas de Florida, o de los que utilizan esponjas para protegerse al capturar peces con agujones en Australia (Krützen *et al.*, 2005). Habitualmente estas transmisiones han sido documentadas con observaciones directas, y se reducen a casos de poblaciones muy costeras y bien conocidas.

Los objetivos de este capítulo del trabajo son:

- Explorar los hábitos tróficos de los delfines mulares en el mar de Alborán, estrecho de Gibraltar y golfo de Cádiz utilizando el análisis de perfiles de isótopos estables y el análisis de los contenidos estomacales disponibles.
- Determinar las relaciones entre la dieta y (i) área, (ii) estación y (iii) sexo de los delfines
- Determinar la relación entre hábitos tróficos y grado de parentesco de los delfines mulares del área de estudio.
- Comparar las señales isotópicas de los delfines mulares con las de otros cetáceos muestreados en las mismas áreas.

7.2.- MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio incluye la cuenca norte del mar de Alborán, el estrecho de Gibraltar, y la plataforma continental del golfo de Cádiz que forman el área de transición entre el Océano Atlántico y el mar Mediterráneo. El estrecho de Gibraltar es el único lugar de intercambio de agua entre el Atlántico y el Mediterráneo. La fisiografía del fondo marino, y los distintos procesos oceanográficos (afloramientos temporales y permanentes, la onda interna del estrecho, frentes oceanográficos, dos giros ciclónicos que conducen el agua fría del Atlántico hacia el Mediterráneo) que suceden en el estrecho de Gibraltar y en el mar de Alborán lo convierten en el motor hidrológico del Mediterráneo (Rubin, 1992; Rubin *et al.*, 1993). Es por tanto un área de gran productividad y diversidad de ecosistemas y especies (Margalef 1985).

Trabajos anteriores (Cañadas *et al.*, 2002; Cañadas y Hammond 2005; De Stephanis *et al.*, 2008) han identificado el estrecho de Gibraltar y el mar de Alborán como áreas importantes para varias especies de cetáceos incluyendo al delfín mular.

7.2.1.- Obtención de las muestras

Las muestras de delfines mulares para análisis genéticos y de isótopos estables se obtuvieron de animales varados y por medio de biopsias remotas (este proceso se describe en detalle en el capítulo 3, *epígrafe* 3.2.1). Se obtuvieron 68 muestras, de las que 59 se utilizaron tanto para análisis de isótopos estables como genéticos. Las restantes (9) se usaron sólo en análisis genéticos al no haber tejido suficiente para realizar análisis isotópicos.

Además, se han obtenido y analizado 104 muestras de otras especies 5 de cetáceos presentes en el área de estudio. Las muestras de cachalote (*Physeter macrocephalus*), orca (*Orcinus orca*) y calderon negro (*Globicephala melas*), proceden de biopsias remotas, y las muestras de especies pequeñas (marsopa común (*Phocoena phocoena*) y delfín común (*Delphinus delphis*) proceden de animales varados, para evitar problemas derivados de la agresividad del método.

Las muestras de peces, moluscos y crustáceos que se consideran presas potenciales de los delfines mulares se obtienen en Lonjas y mediante contactos con pescadores durante las campañas de investigación. Se obtienen así muestras de especies de interés comercial y descartes.

Se obtuvieron de este modo 308 muestras de 71 especies diferentes. En la tabla 7.1 se especifican las especies muestreadas, 11 de ellas han sido previamente identificadas como especies que forman parte de la dieta de delfines mulares en la costa mediterránea (Blanco *et al.*, 2001).

Tabla 7.1.- Especies, localizaciones y numero de muestras de las presas potenciales. Las filas sombreadas corresponde a especies previamente identificadas como parte de la dieta de delfines mulares en el Mediterráneo (Blanco *et al.* 2001).

ESPECIE	NOMBRE COMÚN	ÁREA			TOTAL
		Almería	Golfo de Cádiz	Estrecho de Gibraltar	
<i>Plethorhinchus mediterraneus</i>	Borriquete		1	1	2
<i>Argyrosomus regius</i>	Corvina		2		2
<i>Aristeus antennatus</i>	Gamba roja			3	3
<i>Auxis rochei</i>	Melva		3		3
<i>Boops boops</i>	Boga	12		14	26
<i>Bothus podas podas</i>	Poda	4			4
<i>Chauliodus sloani</i>				1	1
<i>Citharus linguatula</i>	Solleta	5			5
<i>Conger conger</i>	Congrio	1			1
<i>Coryphaena hippurus</i>	Llampuga	3			3
<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i>	Góbido de cuatro manchas	4			4
<i>Dicentrarchus punctatus</i>	Baila			2	2
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Lubina			1	1

<i>Dicologlossa cuneata</i>	Acedía			3	3
<i>Diplodus puntazzo</i>	Sargo picudo			1	1
<i>Diplodus sargus sargus</i>	Sargo		3	1	4
<i>Diplodus sp</i>			1		1
<i>Diplodus vulgaris</i>	Mojarra	1		1	2
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Boquerón	1	1		2
Gammaridos				1	1
<i>Helicolenus dactylopterus dactylopterus</i>	Gallineta	1	2		3
<i>Katsuwonus pelamos</i>	Listado, bonito del sur			2	2
<i>Lepidopus caudatus</i>	Sable	1	2	2	5
<i>Loligo vulgaris</i>	Calamar	2	3	1	6
<i>Lophius piscatorius</i>	Rape	1			1
<i>Macroramphosus scolopax</i>	Trompetero	5			5
<i>Merluccius merluccius</i>	Pijota, merluza		2	1	3
<i>Micromessistius poutassou</i>	Bacaladilla	38			38
<i>Mullus sp</i>	Salmonete			1	1
<i>Octopus vulgaris</i>	Pulpo	5	1		6
<i>Pagellus acarne</i>	Aligote, besuguito	7		6	13
<i>Pagellus bogaraveo</i>	Voraz, Besugo	1	2	2	5
<i>Pagellus erythrinus</i>	Breca			1	1
<i>Pagellus sp</i>	Besugo	3			3
<i>Pagrus auriga</i>	Hurta			1	1
<i>Pagrus pagrus</i>	Pargo	4		1	5
<i>Parapenaeus longirostris</i>	Gamba blanca	5	1	1	7
<i>Penaeus (Melicertus) kerathurus</i>	Langostino		1		1
<i>Phycis blennoides</i>	Brótola de fango	3			3
<i>Pomadasys incisus</i>	Roncador		1		1
<i>Pomatomus saltatrix</i>	Chova		1		1
<i>Raja sp</i>	Raya		1		1
<i>Sardina pilchardus</i>	Sardina	14	2		16
<i>Sardinella aurita</i>	Alacha	1			1
<i>Scomber scombrus</i>	Caballa	6	3	4	13
<i>Scophthalmus rhombus</i>	Parracho-remol	2			2
<i>Scorpaena porcus</i>	Rascacio	1			1
<i>Scorpaena scrofa</i>	Cabracho			1	1
<i>Scyliorhinus canicula</i>	Pintarroja	1			1
<i>Sepia officinalis</i>	Sepia	1	2	1	4
<i>Sepiola rondeleti</i>	Globito	2			2
<i>Serranus cabrilla</i>	Cabrilla, vaquita	3			3
<i>Serranus hepatus</i>	Merillo	1			1
<i>Serranus scriba</i>	Serrano		1	1	2
<i>Serranus sp</i>	Bodión		1		1
<i>Solea solea</i>	Lenguado	3	1	1	5
<i>Spaurus aurata</i>	Dorada		3	1	4
<i>Sphyraena sphyraena</i>	Espeton	2			2
<i>Spicara smaris</i>	Caramel	1			1
<i>Squilla mantis</i>	Galera		1		1
<i>Stomias boa boa</i>	Pez Boa			1	1
<i>T. mediterraneus mediterraneus</i>	Jurel mediterráneo		1		1
<i>T. trachurus trachurus</i>	Jurel común	4	2	3	9
<i>T. picturatus</i>	Chicharro, Jurel azul	1	1		2
<i>Thunnus thynnus</i>	Atún Rojo		2	37	39
<i>Todaropsis eblanae</i>	Pota costera	1			1
<i>Trachinus draco</i>	Araña	2			2
<i>Trachurus sp</i>	Jurel		1	1	2

<i>Trigla lucerna</i>	Bejel	4			4
<i>Trigloporus lastoviza</i>	Rubio	3			3
Total general		160	49	99	308

7.2.2.- Isótopos estables

7.2.2.1.- Métodos de laboratorio

Una vez en el laboratorio, cada ejemplar se identificó hasta el nivel de especie siempre que fue posible, en cualquier caso, todos los animales fueron identificados hasta el nivel de género. Se trabaja con el animal sin descongelar para evitar en la medida de lo posible toda actividad bacteriana que pudiese afectar a los resultados del análisis. Cada individuo se mide y se fotografía para posteriores comprobaciones en la identificación. Con una hoja de bisturí estéril, se cortaron muestras de músculo, sin piel, grasa o huesos, de al menos 2 centímetros de largo, un centímetro de alto y 0.5 centímetros de grosor.

Las muestras de músculo se colocan en placas de Petri de vidrio y se introducen, aún congeladas, en la estufa a 60° centígrados para su secado. El proceso de secado tiene una duración media de 48 horas, aunque dependiendo de la especie (y por tanto de la cantidad de lípidos presente en la muestra), oscila entre 24 horas y 6 días.

Una vez seco tanto el tejido muscular se pulveriza en un mortero de ágata y se guarda en un tubo de plástico tipo eppendorf hasta el momento en que se proceda a la extracción de lípidos.

La presencia de gran cantidad de lípidos en las muestras a analizar suponen un sesgo en los valores finales $\delta^{13}\text{C}$ ya que durante el metabolismo de los lípidos se discrimina en contra del isótopo pesado más eficazmente que en otras rutas metabólicas, (Morin y Lesage, 2003) de modo que es necesario extraerlos y eliminarlos de la muestra antes del análisis. Para ello se siguió el protocolo propuesto por (Morin y Lesage, 2003). Se trata de una modificación del método de Folch para extraer lípidos (Folch *et al.*, 1957). Una vez la muestra hubo sido pulverizada, se tomaron 0,2 gr. de tejido y se colocaron en un tubo de vidrio con 10 ml de cloroformo/metanol (2:1 v/v). Para asegurar la total disolución y facilitar el acceso del disolvente polar a los lípidos, cada muestra se agitó en un agitador automático durante 10 minutos. Una vez agitada la muestra se mantuvo durante una noche (al menos 12 horas) a 4° C. Tras este proceso, la muestra se centrifugó a 750 rpm durante 10 minutos y se eliminó el sobrenadante. La extracción se repitió dos veces más a temperatura ambiente y por periodos de una hora. Las muestras se dejaron secar en un desecador durante una noche (al menos 12 horas). El residuo sólido, fue disuelto en 10 ml de agua destilada, y se agitó en un agitador automático

durante 5 minutos, se centrifugó durante 10 minutos a 1200 rpm y se eliminó el sobrenadante. El proceso de aclarado con agua destilada se repitió en dos ocasiones y el residuo sólido se dejó secando en la estufa a 50° C durante una noche (al menos 12 horas). Una vez seca, la muestra se volvió a pulverizar en el mortero de ágata y se envió al laboratorio de espectrometría de masas de relaciones isotópicas. Las muestras de delfines (tanto biopsias como animales varados) se procesaron del mismo modo.

Los isótopos estables se miden utilizando un espectrofotómetro de masas (Micromass CF-Isochrome acoplado a un analizador elemental Carlo Erba 1108-CHNS) que mide la proporción de isótopo ligero frente al isótopo pesado y la compara con un valor estándar según la siguiente expresión:

$$\delta(\text{‰}) = \frac{R_{sa} - R_{std}}{R_{std}} * 1000$$

Donde la razón entre el isótopo ligero y el pesado se denota con la letra griega δ . R_{sa} es la proporción de isótopo ligero frente al isótopo pesado de la muestra y R_{std} es la proporción entre ambos isótopos en el estándar.

Todos los valores isotópicos descritos en la literatura están referidos a los mismos valores estándar, Viena Pee Dee Belemnita para Carbono y aire atmosférico para Nitrógeno (Redondo 2008).

7.2.2.2.- Análisis de resultados

Todos los análisis estadísticos se realizaron con los programas informáticos Statistica y R. Las figuras se realizaron con Sigma Plot.

Los valores $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ medidos en las muestras de delfines mulares y peces se combinaron con información relativa al área donde fueron muestreados, la estación y el sexo de los delfines (obtenido con análisis genéticos) para determinar las relaciones entre la dieta y estos factores.

Se utilizaron dos aproximaciones para estudiar la relación entre los valores isotópicos de los delfines y su área de procedencia. La primera (dentro de cada área), consiste en tomar los valores de los delfines mulares medidos en un área y examinar la relación con las presas muestreadas en ese mismo lugar. En este caso y por cuestiones de logística de muestreo de peces e invertebrados se consideraron tres áreas; golfo de Cádiz, estrecho de Gibraltar, y mar de Alborán. La segunda aproximación (entre áreas) consiste en tomar los valores medidos en delfines y examinar las diferencias existentes entre muestras de distinta procedencia. El criterio para asignar muestras a una u otra localización fue la distancia geográfica de modo que se

consideraron las siguientes localizaciones; Almería, Isla de Alborán, Granada, Málaga, estrecho de Gibraltar y golfo de Cádiz.

También se compararon los resultados de los delfines mulares con valores isotópicos de otros depredadores de dieta conocida muestreados en la misma área o en localizaciones cercanas, cómo por ejemplo, el calderón negro, la orca o los delfines comunes.

7.2.2.3.- Modelo de mezcla isotópico

La modelización de la dieta a partir de los resultados isotópicos obtenidos se realizó siguiendo el procedimiento descrito por Phillips y Gregg (2003), y Phillips *et al.*, (2005) y el software de distribución gratuita “ISOSOURCE” que implementa el procedimiento y que puede encontrarse en la página web del EPA (Environmental Protection Agency; www.epa.gov/wed/pages/models.htm). En general la contribución relativa de $n+1$ fuentes o recursos a una mezcla o dieta, sólo puede ser resuelta de forma única utilizando n isótopos (^{13}C , ^{15}N , ^{18}O , etc) en un sistema de ecuaciones lineal. Siguiendo las indicaciones del trabajo de Phillips y Gregg se pueden encontrar los límites superiores e inferiores de las posibles contribuciones de cada recurso a la dieta objeto de estudio de modo que se pueden estudiar las contribuciones de múltiples fuentes incluso si se han analizado únicamente dos isótopos (situación muy habitual cuando se usa análisis de isótopos estables en el estudio de los sistemas naturales).

Cuándo se utilizan n isótopos diferentes para determinar la contribución proporcional de $n+1$ recursos a la dieta de interés se pueden utilizar modelos isotópicos lineales que pueden ser resueltos para obtener una solución única. Las ecuaciones para un sistema de un isótopo y dos fuentes son las siguientes:

$$\delta_D = f_A \delta_A + f_B \delta_B$$



Donde δ_D es el valor delta medido en la mezcla o depredador. f_A y f_B representan las proporciones de los recursos A y B y δ_A y δ_B representan los valores delta medidos en los recursos A y B.

Este sistema de ecuaciones puede ampliarse para incluir más de $n+1$ recursos, el ejemplo de un isótopo y tres recursos sería el siguiente:

$$\delta_D = f_A \delta_A + f_B \delta_B + f_C \delta_C$$



Este sistema de dos ecuaciones con tres incógnitas no puede ser resuelto de forma única. Sin embargo es posible encontrar múltiples soluciones posibles y seleccionar aquellas que estén más cercanas a los valores isotópicos observados.

El primer paso es un proceso iterativo que permite calcular todas las posibles combinaciones de proporciones de recursos que sumen el 100% en pequeños incrementos del 1 o 2 % (incremento del recurso). Para cada una de estas posibles combinaciones se calcula el valor isotópico teórico de la mezcla o depredador según la expresión anterior. Posteriormente se compara este valor teórico con el valor medido en la muestra del depredador y si es igual o cae dentro de un pequeño margen de tolerancia se considera una solución posible y se almacena en la tabla de resultados. El valor de “Tolerancia” determina que valores teóricos se consideran o no soluciones posibles y cuanto menor sea más preciso será el resultado del proceso de modelización. Se utilizan habitualmente valores de tolerancia de aproximadamente 0,1%. Al final del proceso, se describe la distribución de todas las soluciones consideradas posibles y para cada recurso se identifica el valor máximo y mínimo de la posible contribución de dicho recurso a la dieta. La elección de los valores de tolerancia e incremento del recurso pueden afectar a las distribuciones de los posibles resultados y aunque la situación idónea es aquella en que ambos valores son pequeños (0,5 ó 1% para el incremento del recurso y 0,05, ó 0,1% para los valores de tolerancia) los requerimientos de computación necesarios para el cálculo de resultados limitan en gran medida los valores utilizados habitualmente.

Las contribuciones relativas de los recursos considerados calculadas según este procedimiento suman 100%, de modo que se presenta una situación de equilibrio múltiple en la que si un recurso contribuye en realidad con el máximo de los valores posibles calculados, otro recurso deberá contribuir con una cantidad menor al valor máximo de los calculados para este segundo recurso.

El proceso es sensible al fraccionamiento que sucede durante la digestión y asimilación, de modo que hay que corregir los valores de los recursos. Hemos utilizado los valores encontrados en el experimento llevado a cabo con orcas en cautividad (ver capítulo 5 de este mismo documento) por considerar que es la mejor aproximación a los valores de

fraccionamiento en delfines mulares (1.35‰ para el $\delta^{13}\text{C}$ y 1.3‰ para el $\delta^{15}\text{N}$). La corrección se hace añadiendo el valor del fraccionamiento al valor δ calculado para el recurso en cuestión.

Se han considerado tres áreas diferentes (Área de Alborán, estrecho de Gibraltar y golfo de Cádiz). El programa informático que implementa el modelo permite la utilización de diez recursos diferentes, en este caso sin embargo, se dispone de datos isotópicos de hasta 70 especies que han sido descritas previamente como parte de la dieta de esta especie de delfín, o que por sus hábitos tróficos, de uso de hábitat, y de movilidad se consideran presas potenciales de la especie. Es necesario por tanto reducir el número de presas potenciales descartando algunas especies y agrupando otras hasta alcanzar un número máximo de 10. Se recurrió un análisis de agrupamiento y al algoritmo K-Means (K- medias) para crear 10 grupos utilizando como variables los valores isotópicos ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$), y la composición de la dieta, nivel trófico, rango de profundidad preferido y hábitat disponibles en el catálogo de Especies de Interés Pesquero del Litoral de Andalucía (Junta Andalucía 2003), en las bases de datos de internet “Fishbase”, “Cephbase”, y “The sea around us” (www.fishbase.org www.cephbase.utmb.edu www.seaaroundus.org), y en las fichas de datos de especies pesqueras de la FAO (<http://www.fao.org/fishery/species/search/en>). Al final del proceso se obtuvieron los diez grupos de presas potenciales para cada una de las tres subáreas.

7.2.3.- Comparación con otras especies de cetáceos del área de estudio

Las muestras de las otras especies de cetáceos incluidas en el trabajo (delfín común, orca, cachalote, calderón negro y marsopa común) se consiguieron mediante biopsia remota en las mismas campañas en las que se consiguieron las delfín mular, ó fueron cedidas por centros de recuperación procedentes de animales varados. La tabla 7.2 presenta las especies analizadas y el tamaño muestral para cada una de ellas

Tabla 7.2. Relación de especies y tamaños muestrales utilizados en la comparación

Especie	Nombre Científico	Golfo de Cádiz	Isla de Alborán	Mar de Alborán y Estrecho de Gibraltar	Total
Cachalote (Intervalo corto)	<i>Physeter macrocephalus</i>			3	3
Cachalote (intervalo largo)	<i>Physeter macrocephalus</i>			1	
Calderon negro (Invierno)	<i>Globicephala melas</i>			5	5
Calderon negro (Verano)	<i>Globicephala melas</i>			53	53
Delfín común	<i>Delphinus delphis</i>	3		28	31
Delfín mular	<i>Tursiops truncatus</i>	17	2	49	68
Marsopa común	<i>Phocoena phocoena</i>	5			5
Orca	<i>Orcinus orca</i>			5	5
Orca	<i>Orcinus orca</i>	1			1
Total		26	2	144	172

En el caso del calderón negro se ha considerado oportuno separar muestras de invierno y verano por ser probadamente distintas (De Stephanis *et al.*, 2008). También se han separado las muestras de orca en función del pod al que pertenecen a la vista de los resultados presentados en el capítulo 6 de este mismo documento. Igualmente se han separado en dos grupos las muestras de cachalotes del estrecho de Gibraltar atendiendo al tiempo transcurrido desde su llegada al estrecho hasta el momento del muestreo; si el intervalo es menor que el tiempo estimado de renovación de la piel en los cachalotes se considera intervalo corto, (y se asume que los valores isotópicos son representativos de la dieta del animal antes de llegar) y si el tiempo transcurrido es mayor que el tiempo de renovación se considera intervalo largo (y se asume que los valores isotópicos son representativos de la dieta en el estrecho).

7.2.4.- Análisis genético de microsatélites

Se han utilizado en este análisis 67 muestras recolectadas entre 2004 y 2005 por el método de biopsia remota y una muestra procedente de un animal varado en el año 2000.

Se llevo a cabo el análisis genético de 9 microsatélites que proporcionan información sobre las relaciones filogenéticas de los individuos analizados. Los microsatélites utilizados son D08, Tex Vet5, Tex Vet7, Kwm1b, Kwm2a, Kwm2b, Kwm9b, Kwm12a y EV37, publicados anteriormente (Shinohara *et al.*, 1997; Hoelzel *et al.*, 1998a, 1998b; Rooney *et al.*, 1999). Los trabajos de laboratorio se realizaron en el laboratorio de ecología evolutiva de la Universidad de Durham, en Reino Unido por el equipo del D Hoelzel. Los resultados se analizaron con el programa Kinship 1.1 para Mac.

Se analizan las relaciones de cada delfín con el resto de los animales. Como resultado se obtiene una matriz de similitud entre individuos que proporciona la probabilidad de que dos individuos sean hermanos. En este caso el número de muestras no permite el análisis de la estructura familiar de la población pero si proporciona un índice de relación/similitud entre individuos. Para comprobar si dos delfines son hermanos se definen las variables r_m y r_p . Estas variables definen las probabilidades de que los dos individuos de la pareja analizada compartan un alelo por descendencia directa de su madre o padre respectivamente. En organismos diploides hermanos de padre y madre ambos valores son iguales a 0.5. Se utilizan los valores de r_m y r_p y las frecuencias alélicas de la población, y la combinación genotípica de la pareja analizada para estimar el grado de relación entre ambos individuos. Se asume que no hay desequilibrio de ligamiento, ni endogamia ni mutación. El procedimiento utiliza el método propuesto por Queller y Goodnight (1989) para calcular la relación de parentesco entre dos individuos basándose en marcadores genéticos. Los valores en la matriz de similitud oscilan

entre -1 y 1, siendo -1 aquellos entre los que no existe relación alguna y 1 dos muestras procedentes del mismo individuo.

Los valores $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ permiten asimismo la creación de una matriz de similitud entre individuos. Se calculó una matriz de distancias euclídeas, de modo que individuos con valores $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ similares tendrán menor valor de distancia isotópica que individuos con valores isotópicos menos parecidos.

Primero se transforma la matriz de similitud genética en una matriz de distancias genéticas y posteriormente se comparan las dos matrices de distancias con el test de Mantel con la extensión *Vegan* para R (Oksanen *et al.*, 2007).

Las muestras fueron obtenidas en diferentes campañas de muestreo (que suceden en distintas fechas y localizaciones), sin embargo esa consideración no se tiene en cuenta en la comparación de las matrices. Para controlar la variabilidad introducida por la “campaña de muestreo” se comparó el valor medio de las distancias isotópicas de parejas muestreadas en el mismo área y en un periodo corto de tiempo (es decir en la misma campaña de muestreo) con la media de las distancias isotópicas de todas las parejas independientemente de su fecha y lugar de muestreo. Para ello se aplicaron técnicas autodocimantes. El primer paso es crear una distribución de frecuencias de distancias isotópicas a partir de todas las parejas de la muestra utilizando *bootstrapping*, y calcular los valores de distancia isotópica asociados a frecuencias de aparición iguales a 0.01%; 0.05%, 95% y 99% Posteriormente se seleccionaron todas las parejas relacionadas genéticamente en las que ambos individuos fueron muestreados en la misma campaña, se calculó la media de sus distancias isotópicas y se calculó su probabilidad de ocurrencia al azar según la distribución de frecuencias conseguida mediante “*bootstrap*”

7.2.4.- Contenidos estomacales

Se ha llevado a cabo el análisis de 2 contenidos estomacales de delfín mular a partir de 2 ejemplares varados en Málaga y cuya necropsia fue realizada por CREMA (Centro de Recuperación de Especies Marinas Amenazadas). Los contenidos estomacales fueron procesados, identificados y cuantificados siguiendo la metodología aplicada por Santos *et al.*, (2007).

7.3.- RESULTADOS

Los valores $\delta^{15}\text{N}$ oscilan entre 7.85‰ (medido en la especie *Chauliodus sloani* o pez vívora) y 16.57‰ (de un ejemplar de raya) y los valores $\delta^{13}\text{C}$ oscilan entre -19.61‰ (en los boquerones) y -14.52‰ (medido en langostinos).

7.3.1.-Resultados de los análisis de isótopos en peces e invertebrados, y delfines.

La figura 7.1 presenta los valores medios $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ para cada especie de peces e invertebrados analizados. También se muestran el valor medio de todos los delfines mulares analizados en el área de estudio.

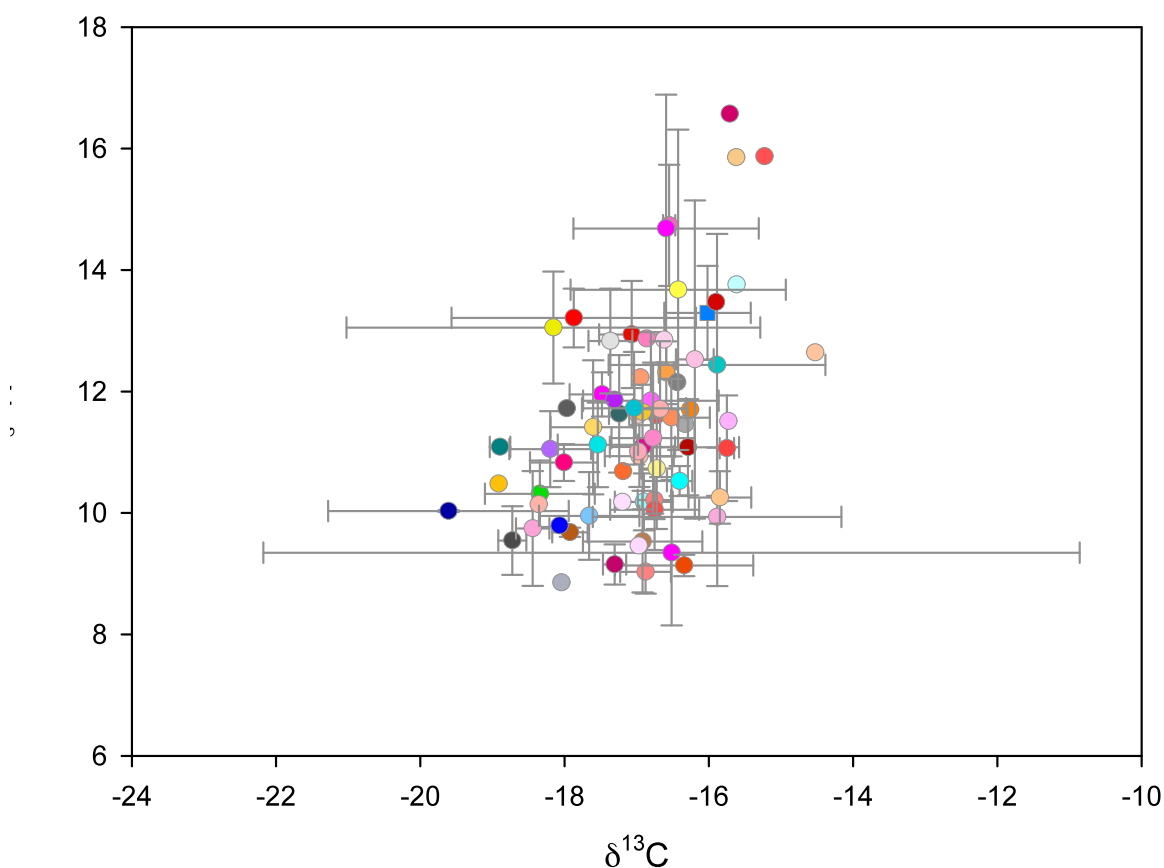


Figura 7.1.- Diagrama de dispersión para los isótopos de carbono y nitrógeno para todos los ejemplares de peces, moluscos y crustáceos medidos. Se muestran los valores medios y sus desviaciones estándar. Los círculos son peces e invertebrados y el cuadrado azul es el valor de los delfines mulares. A cada especie se le asignó un color dependiendo de su comportamiento trófico. Así, se asignaron rojos y rosas a especies carnívoras (que incluyen en su dieta peces, crustáceos y moluscos); marrones a especies detritívoras; verdes a especies herbívoras; grises a especies ictiófagas; turquesas a especies con dieta ictiófaga y teutófaga; amarillos y naranjas a especies omnívoras; y azules a especies plantófagas. La mayor parte de las muestras analizadas corresponden a especies carnívoras (33), hay 12 especies de hábitos omnívoros, 8 ictiófagas y teutófagas, 6 especies exclusivamente ictiofagas, 5 especies que se alimentan de plancton, 2 detritívoras y una especie estrictamente herbívora.

Los delfines mulares se encuentran más enriquecidos en nitrógeno pesado que otros grandes depredadores como el atún rojo, el listado ó el rape, y más empobrecidos que otros

depredadores cómo la lubina o el roncador. Pero en general, en la figura no se observa ningún patrón claro, y algunas especies tienen rangos de variación muy amplios tanto en el carbono cómo en el nitrógeno. Para facilitar la identificación de tendencias y la posición relativa de las muestras de cada uno de los grupos tróficos en relación con el resto de muestras se presenta la figura 7.2. Se observa cómo las especies carnívoras se distribuyen por todo el espacio, igual que las omnívoras y la ictiófagas, y cómo las especies que se alimentan de plancton están generalmente empobrecidas tanto en $\delta^{15}\text{N}$ cómo en $\delta^{13}\text{C}$ y sin embargo las detritívoras están empobrecidas en $\delta^{15}\text{N}$ pero muestran valores intermedios de $\delta^{15}\text{N}$. Hay una única especie herbívora bastante empobrecida en ambos isótopos. También se observa que las especies de dieta mixta de peces y cefalópodos se encuentran en valores intermedios de $\delta^{15}\text{N}$ pero muy distribuidas en todo el rango de valores $\delta^{13}\text{C}$.

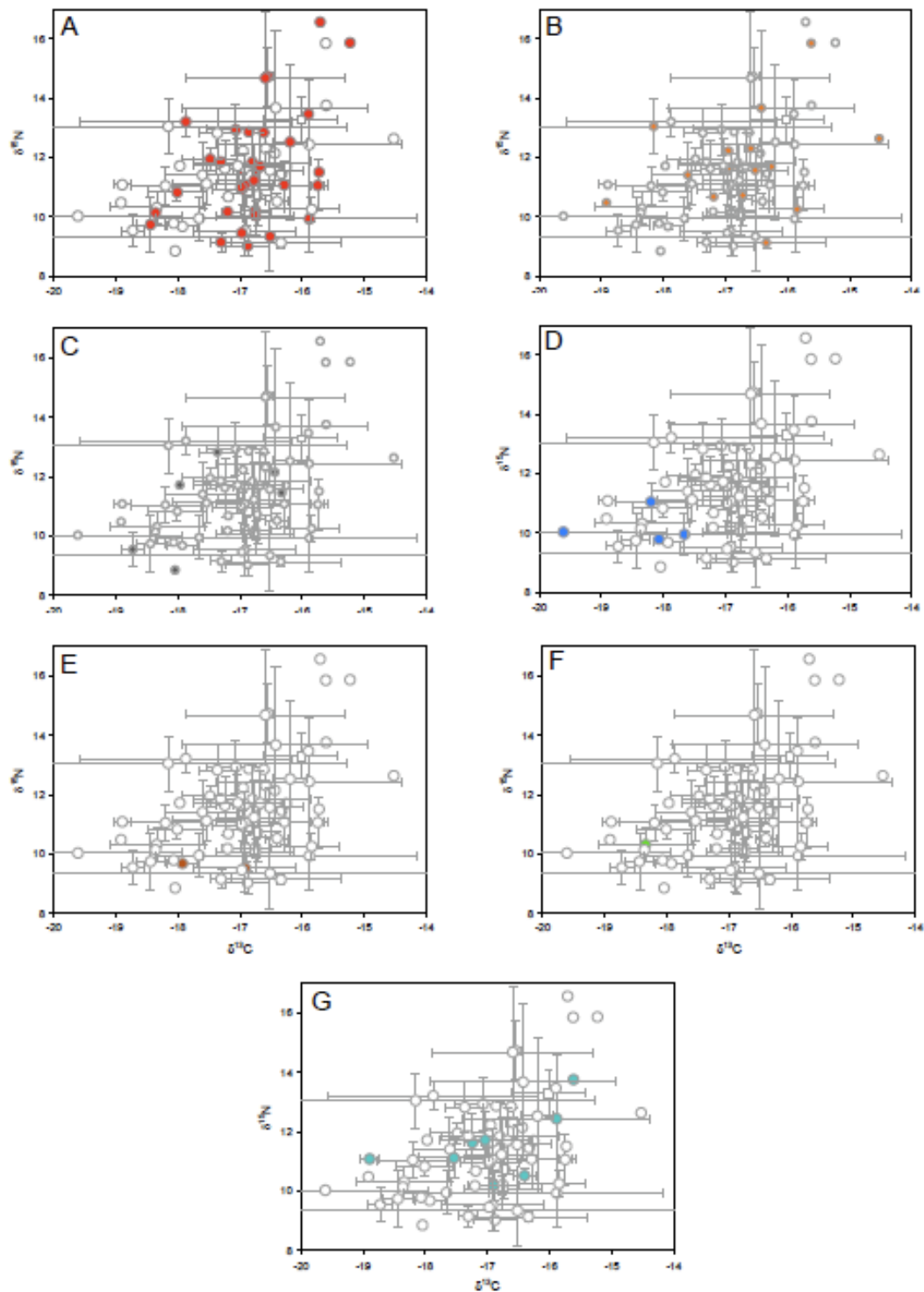


Figura 7.2. Diagramas de dispersión de todas las muestras clasificadas según su grupo trófico. A carnívoros, B omnívoros, C ictiófagoc, D planctívoros, E detritívoros, F herbívoros, y G teutófagos + ictiófagos. Se muestran valores medios y desviaciones estándar para cada especie. Los círculos son especies de peces e invertebrados, el cuadrado es el valor correspondiente al delfín mular. Para facilitar la interpretación de la figura se han recortado los ejes de modo que las desviaciones de algunas especies no se muestran completas

7.3.2.- Resultados según área

7.3.2.1.- Entre diferentes áreas

La figura 7.3 muestra los valores isotópicos medios por zonas medidos en la piel de todos los delfines mulares muestreados en el área de interés. Se han asignado colores según la procedencia geográfica. En el caso de los delfines del golfo de Cádiz el valor más alto corresponde a una muestra procedente de una cría recién nacida y con restos de leche materna en el estómago. Este animal se representa separado del resto ya que su dieta es completamente diferente a la de los animales adultos en la misma área.

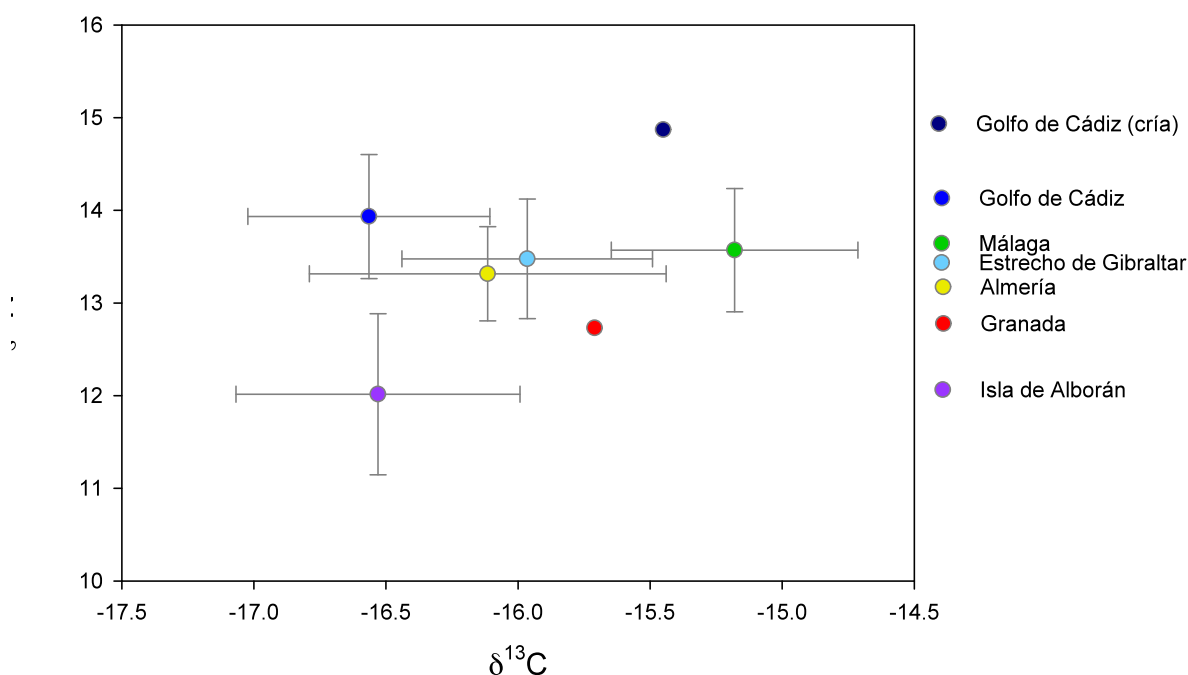


Figura 7.3.- Diagrama de dispersión para los isótopos de carbono y nitrógeno para los ejemplares de delfines mulares del área de estudio y el golfo de Cádiz. Se muestran los valores medios y sus desviaciones estándar. Se incluyen resultados de 17 muestras de Almería, 2 de la Isla de Alborán, 17 del golfo de Cádiz (incluyendo la de la cría lactante), 29 del estrecho de Gibraltar, 1 muestra de Granada y 2 de Málaga.

El diferente número de muestras en cada nivel del factor “procedencia”, forzó la utilización de un test no paramétrico. Se encontraron diferencias significativas (Kruskal Wallis $H = 13.22$ $p =$

0.0214) en el eje $\delta^{15}\text{N}$ y en el del $\delta^{13}\text{C}$ ($H = 11.75$ $p = 0.0384$). El test de comparaciones múltiples realizado a posteriori encontró diferencias significativas entre muestras de la Isla de Alborán y aquellas del golfo de Cádiz, Almería y estrecho de Gibraltar para N; y entre las muestras del golfo de Cádiz y las procedentes de Almería, y el estrecho para N y C. Estos resultados permiten agrupar las muestras en tres conjuntos, uno compuesto por las muestras del golfo de Cádiz, otro integrado por las muestras de la Isla de Alborán y un tercero formado por las muestras de Almería, Granada, Málaga y estrecho de Gibraltar.

7.3.2.2.- Dentro de cada área

Aunque los animales del estrecho de Gibraltar y el área de Almería parecen formar parte de un único “stock” las presas analizadas en cada lugar son distintas. Las muestras de la Isla de Alborán se han eliminado del análisis, y no se incluyen en este apartado del trabajo ya que fue imposible conseguir muestras de presas de la zona.

Las figura 7.4, 7.5 y 7.6 presentan los valores medios $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ de delfines mulares y peces e invertebrados, medidos en para el área Atlántica (golfo de Cádiz), el estrecho de Gibraltar, y el mar de Alborán respectivamente. Como en la figura 7.2 los colores se asignaron siguiendo criterios tróficos.

En el golfo de Cádiz, existe un patrón sutil, de modo que animales que se alimentan de plancton (azules) están más empobrecidos en ^{15}N y en ^{13}C que la mayoría de las especies muestreadas mientras que las especies con dieta compuesta de peces y moluscos cefalópodos (turquesas) están en lugares intermedios en ambos ejes (más enriquecidos que los plantófagos pero menos que la mayoría de especies carnívoras (rojos y rosas)). Las especies más enriquecidas en ambos ejes son de hábitos carnívoros u omnívoros (amarillos y naranjas). Los delfines mulares se encuentran en valores próximos a los mostrados para especies de hábitos carnívoros (aquellas que incluyen en su dieta crustáceos, moluscos y peces). Hay valores de tres especies ictiófagas (grises) con valores más bajos de lo esperado tanto en ^{15}N como en ^{13}C .

En el área del estrecho los delfines mulares están más enriquecidos tanto en ^{15}N como en ^{13}C que la mayoría de las especies analizadas en la zona. A lo largo del eje de valores $\delta^{13}\text{C}$ la única distinción posible parece entre animales omnívoros (amarillos y naranjas) y carnívoros (rojos y rosas). De nuevo las especies con dieta ictiófaga (grises) están más empobrecidos en ambos valores isotópicos de lo que podría esperarse. Las especies con dieta compuesta por peces y moluscos cefalópodos (turquesas) se encuentran en valores medios (excepto una) tanto en el eje $\delta^{13}\text{C}$ como en el $\delta^{15}\text{N}$.

En el área del mar de Alborán, se observa una gran variabilidad en los valores de ^{13}C en las bacaladillas (*Micromessitius poutassou*). Los delfines mulares están más enriquecidos en ^{15}N y en ^{13}C que la mayoría de las muestras de presas analizadas en esta zona. Las especies ictiófagas en esta zona se encuentran en valores relativos más altos que en las zonas anteriores, pero aún así están aún por debajo de los esperado. Las especies que se alimentan de plancton están bastante empobrecidas en ambos isótopos. Las especies de dieta compuesta por peces y cefalópodos vuelven a ocupar posiciones intermedias en ambos ejes. Especies de hábitos carnívoros especies omnívoras se distribuyen por todo el espacio representado.

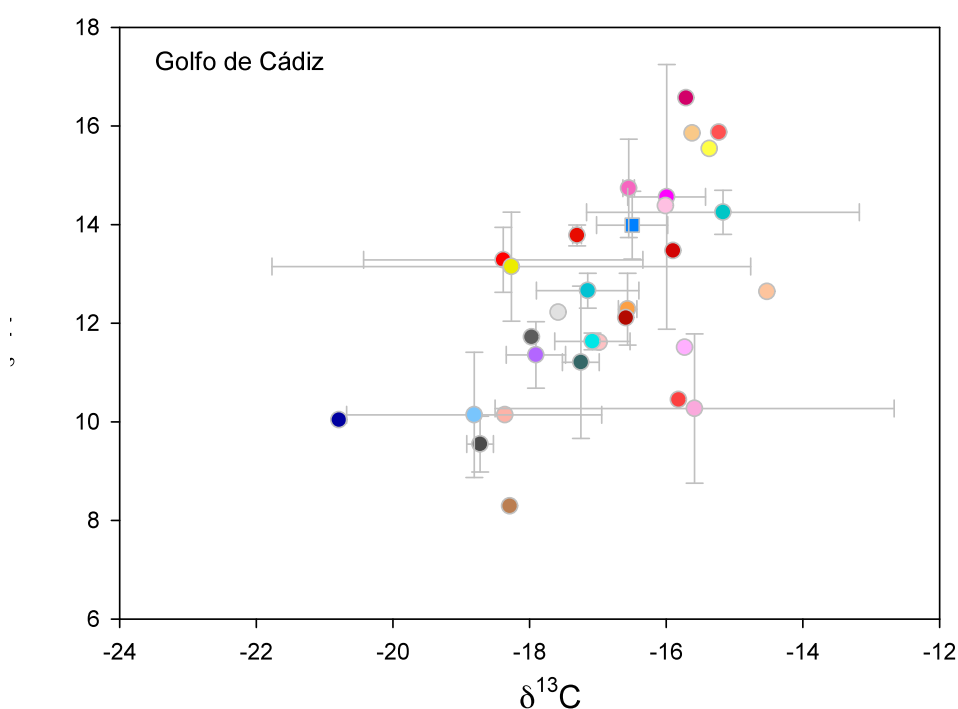


Figura 7.4.- Diagrama de dispersión para los isótopos de carbono y nitrógeno para los ejemplares de peces, moluscos y crustáceos medidos en el golfo de Cádiz. Se muestran los valores medios y sus desviaciones estándar. Los círculos son peces e invertebrados y el cuadrado azul es el valor de los delfines mulares.

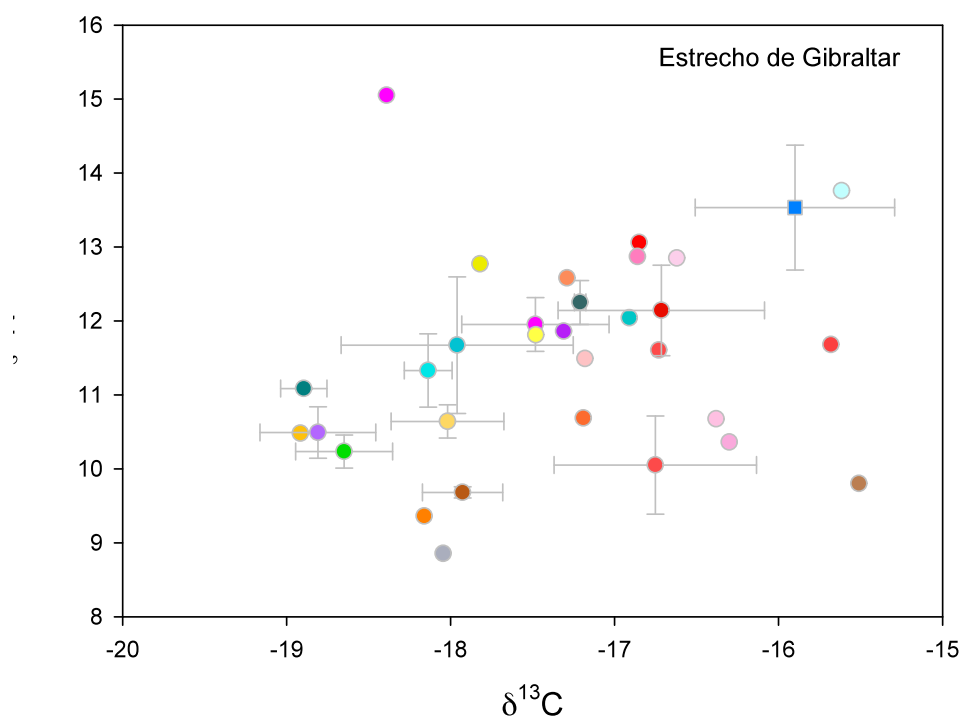


Figura 7.5.- Diagrama de dispersión para los isótopos de carbono y nitrógeno para los ejemplares de peces, moluscos y crustáceos medidos en el estrecho de Gibraltar. Se muestran los valores medios y sus desviaciones estándar. Los círculos son peces e invertebrados y el cuadrado azul es el valor de los delfines mulares.

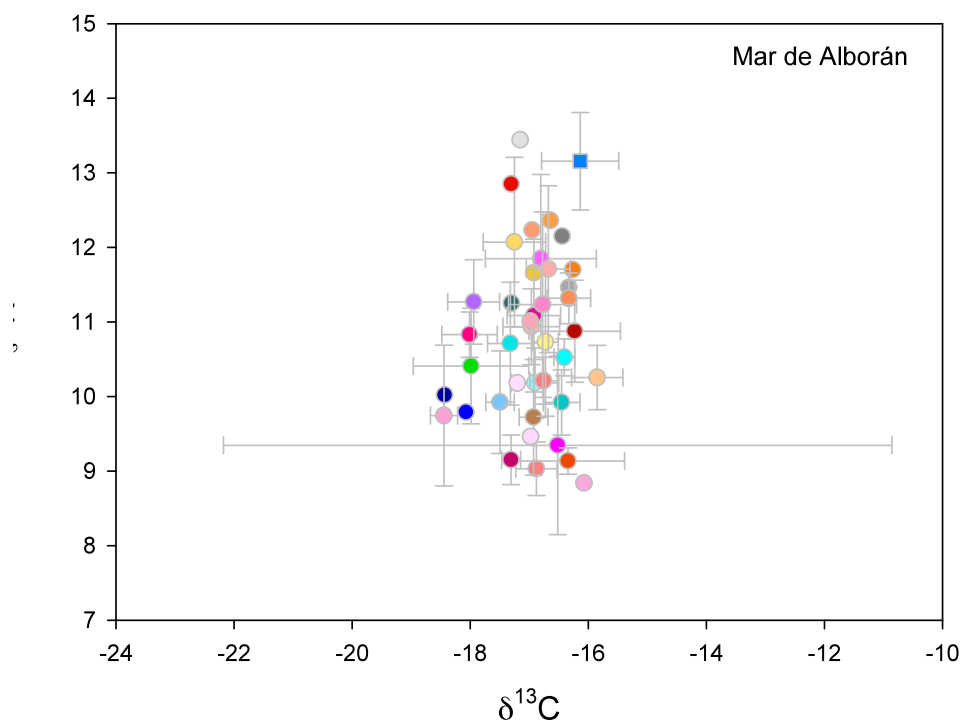


Figura 7.6.- Diagrama de dispersión para los isótopos de carbono y nitrógeno para los ejemplares de peces, moluscos y crustáceos medidos en el mar de Alborán. Se muestran los valores medios y sus desviaciones estándar. Los círculos son peces e invertebrados y el cuadrado azul es el valor de los delfines mulares.

7.3.3.- Resultados según estación / año

Los valores medidos en delfines mulares muestreados en las distintas estaciones del año se representan en la figura 7.7

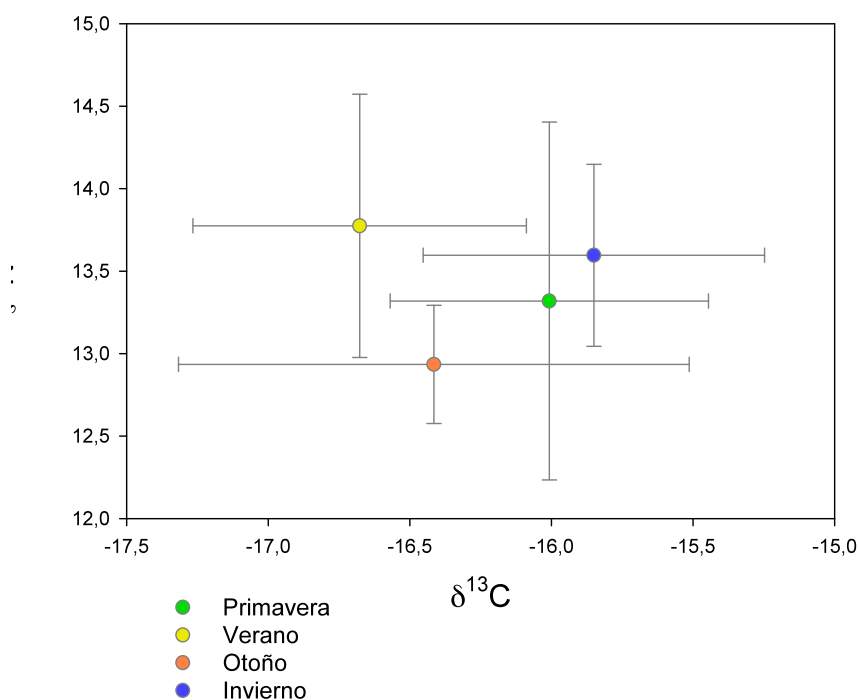


Figura 7.7.- Diagrama de dispersión para los isótopos de carbono y nitrógeno para los ejemplares de delfines mulares muestreados en distintas estaciones. Se muestran los valores medios y sus desviaciones estándar. Se muestran datos de 45 muestras de invierno, 41 muestras de primavera, 34 muestras de verano, y 26 muestras de otoño.

El análisis de la varianza no encontró diferencias significativas entre estaciones del año en el eje del nitrógeno ($F = 1.385$ $p = 0.259$), pero si se encontraron diferencias en el eje del carbono ($F = 3.396$ $p = 0.0257$). El test LSD de Fisher mostró diferencias significativas entre los valores medidos en verano y los medidos en invierno y en primavera. Las muestras de delfines tomadas en verano están por tanto, más empobrecidas en ^{13}C que las muestras de invierno y las de primavera que no muestran diferencias entre si. El otoño no se distingue estadísticamente de ninguna otra estación.

7.3.4.- Resultados según sexo

Se analizaron las posibles diferencias entre sexos con un test de la t de Student. No se encontraron diferencias significativas en los valores de ninguno de los dos isótopos ($\delta^{15}\text{N}$ $t = -$

0.8481; $p = 0.400$ y $\delta^{13}\text{C}$ $t = 0.4805$; $p = 0.632$) entre delfines machos y hembras. La figura 7.8 muestra los valores delta medios de cada sexo.

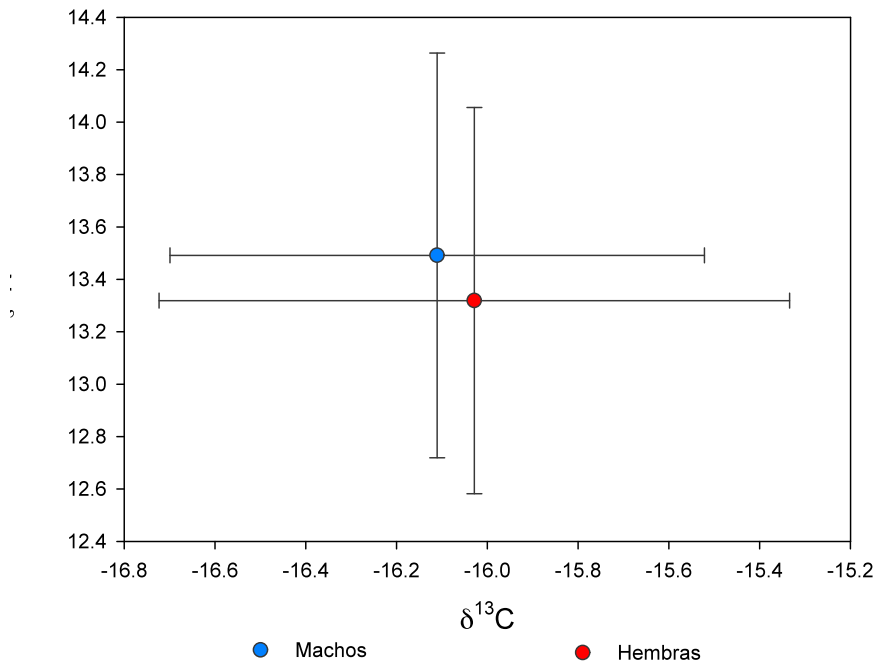


Figura 7.8.- Diagrama de dispersión de valores $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ medios y desviaciones estándar medidos en delfines mulares machos y hembras. Se incluyeron datos de 24 hembras y 33 machos.

7.3.5.- Resultado del modelo de mezcla isotópico

A causa de limitaciones de computación, el modelo se programó con tolerancia igual a 0,1% e incremento de 2%.

7.3.5.1.- Mar de Alborán

En la tabla 7.3 se muestran los grupos de presas potenciales utilizados y los valores mínimos, medios y máximos arrojados por el modelo para cada uno de ellos.

Tabla 7.3.- Tabla de recursos y resultados del modelo de mezcla isotópico en el área del mar de Alborán.

Recurso	Especies	Media	Mínimo	Máximo
1	Boquerón, Alacha, Trompetero	0,10	0,00	0,28
2	Caballa, Merluza, Besugo, Boga	0,25	0,00	0,48

3	Chicharro, Voraz, Aligote	0,54	0,36	0,68
4	Congrio, Pargo, Mojarra, Pulpo	0,01	0,00	0,08
5	Rape, Lenguado, Brótola de fango, Pintarroja, Rascacio, Gallineta	0,03	0,00	0,18
6	Cabrilla, Solleta, Globito, Merillo, Bejel, Góbido de cuatro manchas	0,02	0,00	0,12
7	Poda, Rubio, Caramel, Gamba Blanca	0,01	0,00	0,08
8	Jurel común, Sable, Pota costera	0,03	0,00	0,18
9	Bacaladilla, Sardina	0,02	0,00	0,14
10	Sepia	0,00	0,00	0,04

Según el modelo el grupo más importante es el formado por chicharro, voraz y aligote (grupo 3), que es el que tiene el valor medio más alto y el único con valor mínimo distinto de cero. Los siguientes grupos en interés, serían el 1, formado por boquerón, alacha y trompetero y el grupo 2, formado por caballa, merluza, besugo y boga. El resto de grupos presentan probabilidades de formar parte de la dieta muy bajas.

A modo de comparación se repitió el modelo con distintos valores de fraccionamiento (1,7‰ y 3,0‰ para $\delta^{15}\text{N}$ y 0,5‰ y 1,0‰ para $\delta^{13}\text{C}$). Con 1,7‰ y 0,5‰, los recursos más interesantes fueron de nuevo los grupos 3, 2, y 1 en orden de importancia y bacaladillas y cefalópodos se consideran recursos sin interés. Con 3,0‰ y 1,0‰ los grupos más interesantes serían el 10 (sepia) y el grupo 1.

7.3.5.2.- Estrecho de Gibraltar

La composición de los grupos de especies y los resultados del modelo se presentan en la tabla 7.4.

Tabla 7.4.- Tabla de recursos y resultados del modelo de mezcla isotópico en el área del estrecho de Gibraltar.

Recurso	Especies	Media	Mínimo	Máximo
1	Sargo picudo, Boga	0,07	0,00	0,40
2	Aligote, Jurel común, Caballa	0,06	0,00	0,36
3	Gamba roja	0,03	0,00	0,22
5	Dorada, Baila	0,31	0,00	0,74
6	Merluza	0,25	0,00	0,72
8	Lubina	0,11	0,00	0,46
9	Gamba blanca	0,02	0,00	0,14
10	Sepia, Acedía, Lenguado	0,03	0,00	0,22
12	Salmonete, Calamar, Serrano, Borriquete, Voraz, Pez boa, Breca, Pargo, Sable	0,08	0,00	0,56
13	Jurel	0,03	0,00	0,22

En el estrecho todos los valores mínimos son iguales a cero, por lo tanto hay mayor incertidumbre en los resultados. Los recursos más importantes en la dieta de los delfines mulares serían el grupo 5 formado por doradas y bailas, el grupo 6 que únicamente incluye la merluza, y, el grupo 8 que está constituido únicamente por la lubina.

Cuando se repitió el modelo con los otros valores de fraccionamiento los resultados fueron bastante diferentes. Considerando 1,7‰ para $\delta^{15}\text{N}$ y 0,5‰ para $\delta^{13}\text{C}$ los recursos más importantes siguen siendo los grupos 5 y 6, pero además aparecen como importantes (con contribuciones medias de más del 10%) los grupos 1, 12 y 2. Con valores de fraccionamiento 3,0‰ para $\delta^{15}\text{N}$ y 1,0‰ para $\delta^{13}\text{C}$ los recursos importantes fueron los grupos 9 y 3.

7.3.5.3.- Golfo de Cádiz

Los resultados del modelo y la composición de los grupos de especies se presentan en la tabla 7.5

Tabla 7.5.- Tabla de recursos y resultados del modelo de mezcla isotópico en el golfo de Cádiz

Recurso	Especies	Media	Mínimo	Máximo
1	Gallineta, Pulpo, Borriquete	0,00	0,00	0,06
2	Merluza, Dorada	0,39	0,00	0,82
3	Sable, Jurel común, Caballa, Chicharro, Jurel Mediterráneo	0,06	0,00	0,42
4	Corvina, Voraz	0,23	0,00	0,72
5	Sepia, Lenguado, Galera	0,03	0,00	0,18
6	Calamar, Jurel, Sargo, Bodión	0,09	0,00	0,50
7	Langostino	0,03	0,00	0,20
9	Boquerón	0,10	0,00	0,36
11	Gamba blanca	0,03	0,00	0,18
12	Sardina	0,05	0,00	0,30

En este caso los recursos más importantes en la dieta de los delfines mulares serían el grupo 2 formado por doradas y merluzas; el grupo 4, formado por corvinas y voraces, y el grupo 9 constituido únicamente por el boquerón.

Cuando se repitió el modelo con los valores de fraccionamiento 1,7‰ para $\delta^{15}\text{N}$ y 0,5‰ para $\delta^{13}\text{C}$ los resultados fueron muy similares, y también los grupos 2, 4 y 9 resultaron ser los más interesantes. Cuando se utilizaron los valores habituales 3‰ para $\delta^{15}\text{N}$ y 1‰ para $\delta^{13}\text{C}$ el recurso más interesante resultó ser la gamba blanca y el resto de recursos parecían tener menor interés.

7.3.6.- Comparación con otros cetáceos del área de estudio.

Además de las muestras de delfín mular se han analizado otras 5 especies de cetáceos. En la figura 7.9 se exponen los resultados en un diagrama de dispersión.

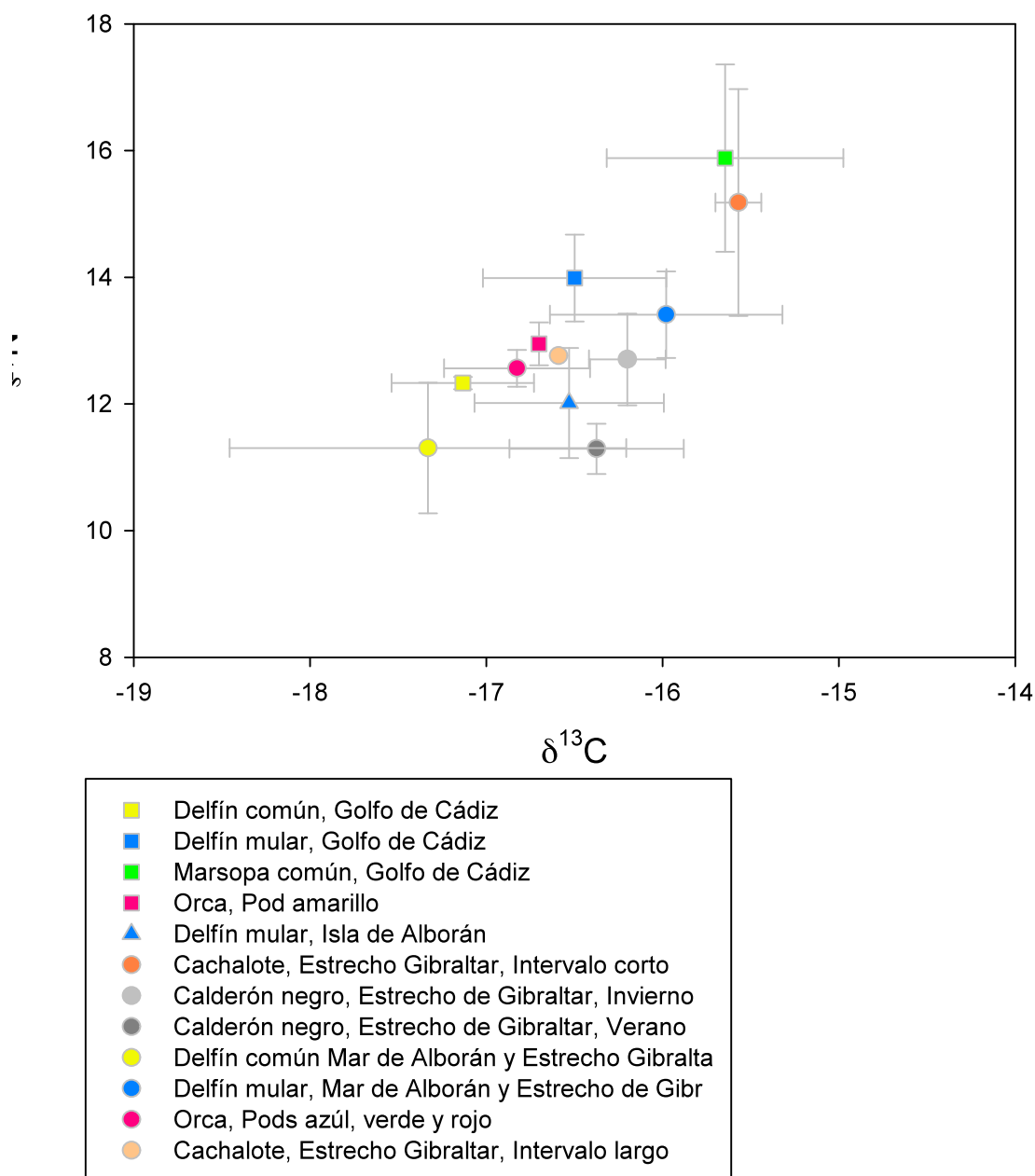


Figura 7.9.- Diagrama de dispersión de valores $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ medios y desviaciones estándar medidos en las diferentes especies de cetáceos muestreadas en el área de estudio. Se han utilizado cuadrados para las muestras del golfo de Cádiz, círculos para aquellas del estrecho de Gibraltar y mar de Alborán y triángulos para las de la isla de Alborán. Se ha asignado un color diferente a cada especie, excepto a los dos subconjuntos de muestras de Calderón negro que se representan en color gris oscuro y gris claro, y los de cachalote que se representan en naranja intenso y naranja pastel.

El test de Kruskal Wallis ha detectado diferencias significativas entre especies tanto para los valores de carbono ($H = 60.86034$ $p = 0.0000$) cómo para los valores de nitrógeno ($H = 126.8084$ $p = 0.000$).

Hay tres especies (delfín mular, delfín común y orca) que se han muestreado en el golfo de Cádiz y en el mar de Alborán y estrecho de Gibraltar, en los tres casos las muestras del golfo de Cádiz están más enriquecidas en ^{15}N y aunque también hay diferencias en los valores $\delta^{13}\text{C}$, para este último no existe un patrón claro.

Las especies más enriquecidas en ^{15}N son la marsopa común que sólo está presente en el golfo de Cádiz y los cachalotes con intervalo de muestreo corto.

También hay diferencias entre los calderones negros muestreados en verano y en invierno en la misma zona. Los calderones negros de verano, son además significativamente diferentes de los delfines mulares muestreados en el estrecho ($\delta^{13}\text{C}$ $t_{\text{student}} = 3.26$ $p = 0.0015$; $\delta^{15}\text{N}$, $t_{\text{student}} = 19.13$ $p < 0.0000$)

No hay diferencias entre los valores de los delfines mulares muestreados en el estrecho de Gibraltar y mar de Alborán y los cachalotes con intervalo de muestreo largo. Ambos están más enriquecidos que calderones negros, delfines comunes y orcas del estrecho en ambos isótopos. Los delfines comunes están más empobrecidos en ^{13}C que el resto de especies y tienen también valores bastante bajos en el eje de nitrógeno.

7.3.7.- Resultados de los análisis de microsatélites y relación con isótopos estables

El procedimiento identificó cómo individuos emparentados a las parejas con un valor de *kinship* mayor que 0.27. En la figura 7.10 se muestran los valores de distancia isotópica y similitud genética de todas las parejas posibles (cada individuo con todos los demás) distinguiendo entre: (a) parejas formadas por combinación de individuos muestreados en la misma campaña de muestreo ($n = 232$), y (b) parejas formadas por individuos muestreados en localizaciones y fechas alejadas entre si ($n = 1479$). La simple exploración visual de los datos parece indicar la no relación entre ambas variables.

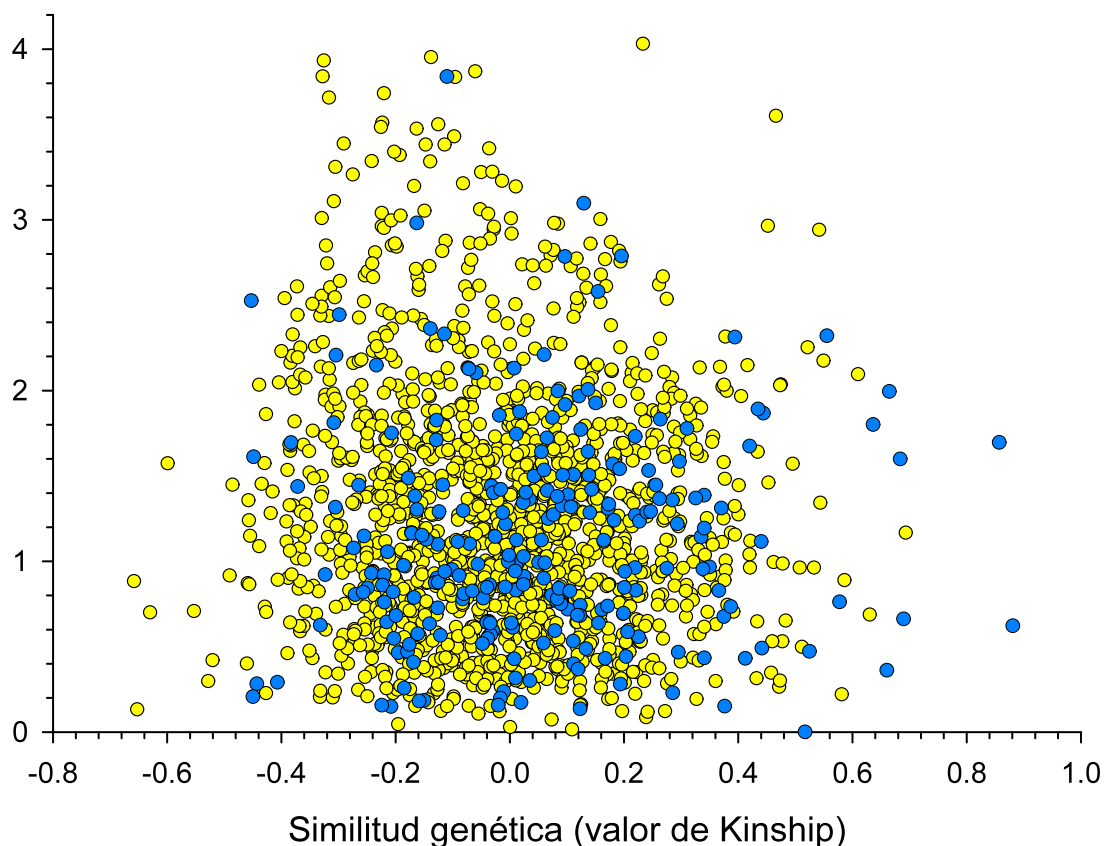


Figura 7.10.- Diagrama de dispersión de los valores de similitud genética y distancia isotópica de todas las parejas posibles. En azul se muestran las parejas formadas combinando individuos muestreados en la misma campaña de muestreo, y en amarillo las parejas en las que cada individuo fue muestreado en una fecha y localización diferente. Los animales de una pareja se consideran hermanos cuando el valor de Kinship es superior a 0.27 unidades.

Los límites superiores del intervalo de confianza del estadístico r basados en 1000 permutaciones fueron 0.0658 para el 90%; 0.0883 para el 95%; y 0.1161 para el 99%. De modo que la comparación de las matrices con el test de Mantel resultó no significativa (Mantel $r = 0.00735$; significación = 0.468).

La figura 7.11 muestra el histograma de frecuencias de distancias isotópicas medias obtenidas por bootstrap. Y la tabla 7.6 muestra los valores de significación asociados a las probabilidades consideradas.

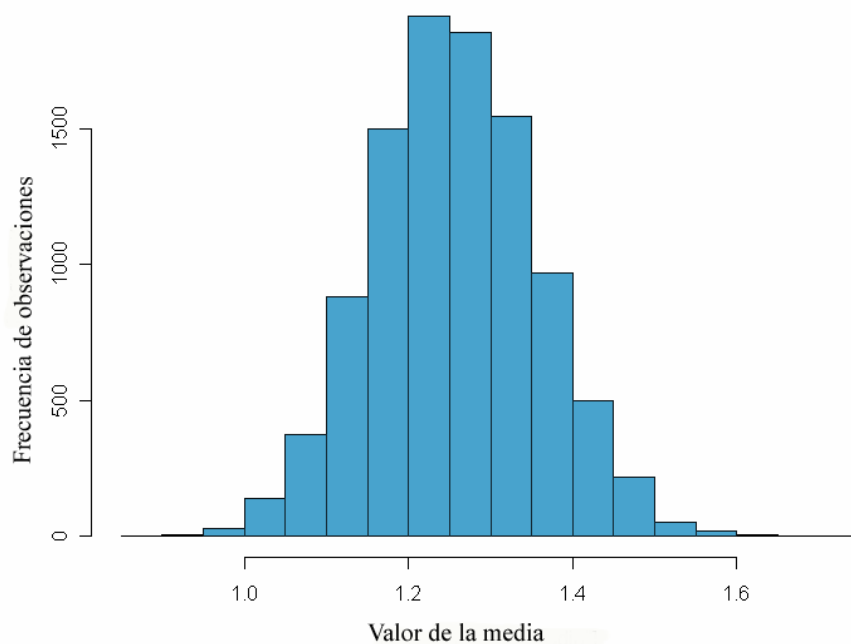


Figura 7.11. Histograma de frecuencias de distancias isotópicas entre parejas obtenido por bootstrapping, basado en 10000 iteraciones.

Tabla 7.6.-Niveles de significación de distancias isotópicas obtenidas mediante bootstrap..

Nivel de significación	0.01	0.05	0.975	0.95
Distancia isotópica media	1.028312	1.093073	1.422329	1.494604

El valor medio de la distancia isotópica observada en las parejas con valor de *kinship* significativo (mayor de 0.27) formadas por individuos muestreados en la misma campaña es 1.23. Comparando este valor con los presentados en la tabla anterior, se comprueba que la distancia isotópica entre individuos emparentados no es significativamente menor que la que se esperaría por puro azar.

7.3.8.- Resultados de los análisis de contenido estomacal y comparación con isótopos estables.

En los dos estómagos analizados el contenido estomacal estaba formado por restos de peces, cefalópodos y crustáceos en varios estados de digestión. En el primer estómago, sólo se pudo recuperar tres otolitos de peces, dos de ellos no identificados. El tercero era un otolito de congrio de 7,5 mm de longitud, que representaba un ejemplar de aproximadamente 3151 gr.

El segundo estómago, de un animal varado en Málaga, tenía más restos que fueron identificados como pertenecientes a varias especies de peces y cefalópodos. En este estómago se encontraron también una quela de crustáceo decápodo, un gasterópodo y una valva de molusco bivalvo. En la figura 7.12 se detalla el porcentaje en número de individuos de peces y cefalópodos identificados a partir de huesos, otolitos y picos. En la figura 7.13 se representa el porcentaje que cada especie/familia contribuye al total del peso reconstruido de todas las presas.

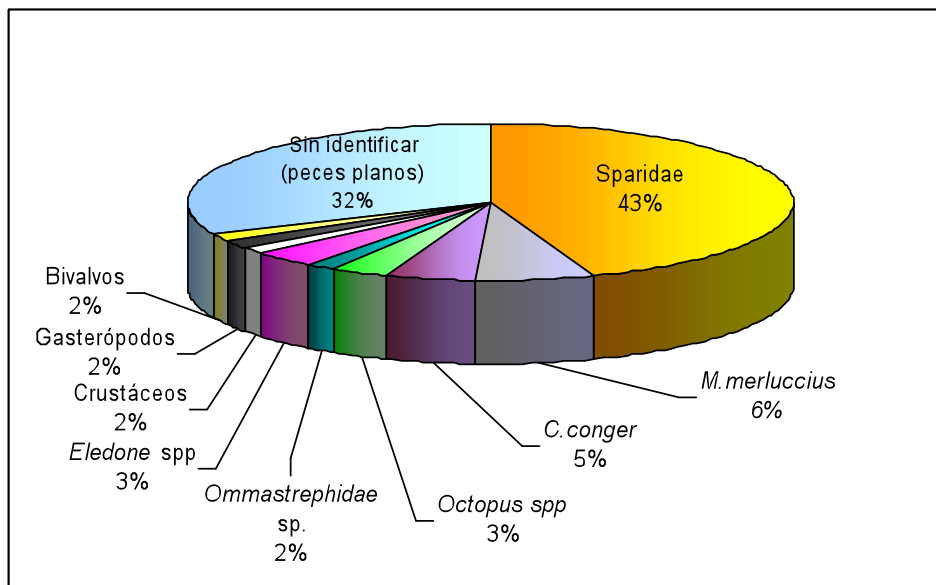


Figura 7.12.- Porcentaje del número de individuos de cada especie o familia identificados a partir de otolitos y huesos de peces, picos de cefalópodos y restos de crustáceos y moluscos.

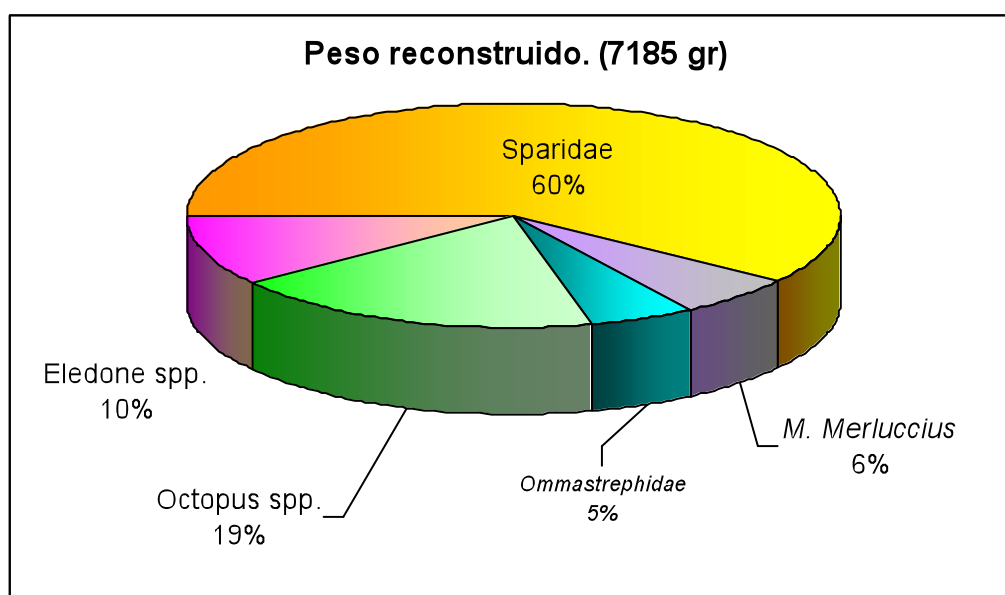


Figura 7.13.- Peso reconstruido total del estómago y proporciones de las distintas presas calculadas con regresiones a partir de restos identificados.

Aunque se encontraron restos de congrio (3 dentarios, dos premaxilares y un cráneo) en el estómago de este animal, no existen regresiones disponibles para estimar el peso de esta especie a partir de sus huesos y por ello no se pudo calcular el peso del congrio ingerido.

Los resultados del análisis del estómago indican que las últimas capturas del animal consistieron en peces fundamentalmente costeros pertenecientes a las familias de los gádidos, espáridos y peces planos, y en menor medida en ejemplares de moluscos cefalópodos.

7.4.- DISCUSIÓN

7.4.1.- Análisis de isótopos en presas y delfines mulares en el área de estudio.

En general, las posiciones relativas de las diferentes especies analizadas son coherentes con lo que se conoce sobre sus hábitos tróficos y preferencias de hábitat.

El hecho de que la mayor parte de las especies de peces analizadas sean carnívoras (es decir que incluyan en su dieta peces, y/o crustáceos y/o moluscos) y el siguiente grupo trófico en número de especies sea el de las consideradas omnívoras es indicativo de la complejidad de una red trófica en la que la mayoría de las especies depredan sobre un número importante de otras especies en distintos niveles tróficos.

Aunque los delfines son habitualmente superdepredadores en sus redes tróficas y en general no tienen depredadores naturales (+salvo el hombre) en este caso no son la especie con mayor nivel trófico. La lubina y el roncadour, están más enriquecidos en $\delta^{15}\text{N}$ que los delfines mulares. Esta posición alta pero no terminal en el eje del nitrógeno se explica por la inclusión en la dieta de otras especies empobrecidas en $\delta^{15}\text{N}$ (y por tanto en un nivel trófico bajo). La lubina y el roncadour son dos especies carnívoras de ambientes costeros y redes tróficas largas generalmente muy enriquecidas en $\delta^{15}\text{N}$ y que no incluyen en su dieta especies empobrecidas en $\delta^{15}\text{N}$ (Junta de Andalucía, 2001).

En los resultados obtenidos para peces e invertebrados analizados en este trabajo se observa un gradiente de especies de dominio pelágico hacia especies de sistemas costeros a lo largo del eje de valores $\delta^{13}\text{C}$ de modo que los animales más pelágicos se encuentran en valores más

negativos y por tanto más ligeros de $\delta^{13}\text{C}$ y los animales de ambientes costeros se sitúan en valores relativamente más altos y por tanto más pesados.

Los rangos de variación de los valores $\delta^{13}\text{C}$ indican que las muestras proceden de distintas redes tróficas. El valor mínimo (-19.61‰) encontrado en boquerones encaja perfectamente con el valor encontrado en la literatura para fitoplancton marino en otras zonas del Mediterráneo occidental (valores de plancton entre -19.9‰ y -19.8‰. Jennings *et al.* 1997) y su posición en la figura es la esperada para una especie de ámbito pelágico y hábitos tróficos planctófagos. El valor máximo (-14.52‰) medido en un ejemplar de langostino es consistente con una red trófica de ámbito costero y con fijación de carbono por parte de algas bentónicas (valores de algas bentónicas $\delta^{13}\text{C}$ entre -13.1‰ y -16.3‰. Jennings *et al.*, 1997). En las aguas mediterráneas la posidonia (*Posidonia oceanica*) supone una tercera vía de fijación de carbono primario. Se esperaba que algunas de las especies analizadas se encontrasen en el rango de valores de esta fanerógama marina (valores de posidonia $\delta^{13}\text{C}$ entre -11.4‰ y -13.2‰) sin embargo todas las especies estudiadas están más empobrecidas que la posidonia. Este resultado puede deberse a varios factores; el primero y más evidente es que no se haya muestreado ninguna especie propia de las praderas de posidonia (aunque varias especies de espáridos se pueden encontrar con regularidad en estos sistemas, esta prohibida la pesca en praderas de posidonia y la mayor parte de las muestras provienen de la pesca profesional por lo que es muy improbable haber capturado ningún pez en ese ecosistema), el segundo es que los valores de referencia de los productores primarios no se han medido en el mismo área que los peces e invertebrados y puede que no sean comparables directamente (aunque los valores generales para plancton y algas bentónicas encajan perfectamente con los de las otras muestras analizadas).

Si se considera el sistema isotópico del nitrógeno, que proporciona información sobre el nivel trófico, se puede apreciar que los ejemplares de especies de peces ictiófagos (merluza, voraces, jureles, peces espada y atunes rojos) muestran los valores más elevados de $\delta^{15}\text{N}$, todos mayores de 12,5‰ lo que coincide con valores obtenidos para las mismas especies en otros lugares del mar Mediterráneo y del océano Atlántico (Darnaude, *et al.* 2003; Darnaude *et al.* 2004; Darnaude 2005; Pinnegar *et al.* 2002; Polunin *et al.* 2001). Especies como la bacaladilla, la sardina, alacha o boquerón, presentan los valores $\delta^{15}\text{N}$ más ligeros acorde con sus hábitos tróficos planctófagos. Otras especies de peces herbívoros, y por tanto consumidores primarios, se encuentran más altos en el eje de valores $\delta^{15}\text{N}$, se trata de especies costeras en las que los organismos epífitos y pequeños invertebrados ingeridos a la vez que la materia vegetal es asimilada y supone una fuente importante de nutrientes para los peces. Además las redes tróficas costeras suelen ser más largas y complejas que las redes tróficas pelágicas. En redes tróficas costeras existen numerosos aportes de nitrógeno enriquecido en ^{15}N provenientes de restos de organismos muertos que son incorporados al ecosistema a través de organismos detritívoros y funciones microbianas de modo que aumenta

la cantidad de nitrógeno pesado en algas y otros productores primarios como las fanerógamas marinas. Además en sistemas costeros existen aportes de nutrientes alóctonos, que proceden de sistemas terrestres, en forma de vertidos urbanos y /o agrícolas, aportes de ríos, vegetación costera, etc.

La variabilidad encontrada en los valores isotópicos de los delfines mulares puede ser resultado de diferencias en la composición de la dieta, diferencias en la composición isotópica de las presas según el área de muestreo o más probablemente ambas razones a la vez.

7.4.2.- Diferencias entre áreas

Utilizando como referencia los valores medidos en orcas en cautividad (ver capítulo 5 de este trabajo) se estima que los resultados obtenidos en piel informan de la dieta de los animales en los últimos 90 días. En cualquier caso los muestreos se realizaron a lo largo de todo el año y en la mayoría de las localizaciones en varios años diferentes. Estos factores que probablemente añaden variabilidad a los resultados, no son sin embargo suficientes para enmascarar las diferencias encontradas entre áreas-

7.4.2.1.- Entre diferentes áreas

El análisis de la procedencia de las muestras permite clasificarlas en tres grupos o subgrupos diferentes, muestras de la Isla de Alborán, muestras del mar de Alborán y estrecho de Gibraltar y muestras del golfo de Cádiz. Estos tres grupos son los esperados tras los análisis de estructura de la población del capítulo 3 de este mismo documento, y los análisis genéticos realizados con las muestras (Natoli *et al.*, 2008). Sin embargo los análisis genéticos han encontrado además diferencias entre los animales del estrecho de Gibraltar y el mar de Alborán, que no ha podido ser detectado claramente con los análisis de isótopos estables.

Estos resultados se pueden explicar de tres maneras, o (1) los delfines se alimentan de especies diferentes en áreas diferentes, o (2) los delfines se alimentan de las misma presas pero éstas tienen valores isotópicos diferentes, o más probablemente (3) una mezcla de las anteriores

En el capítulo de este documento dedicado a describir la distribución de la especie en el área de estudio se apuntaba la posibilidad de que los ejemplares de la Isla de Alborán fuesen de una población diferente de los muestreados en el resto del mar de Alborán. La diferencia en los valores isotópicos parece contribuir a esta hipótesis, sin embargo cabe otra posibilidad. La isla de Alborán es una reserva de pesca, de pequeño tamaño y gran productividad, con poca o ninguna influencia de materia orgánica procedente de aportes terrestres (muy abundante en la

costa de Almería con agricultura intensiva, y en la del resto del área de estudio por la urbanización de la franja costera). Tiene también una presión de pesca limitada de modo que las redes tróficas están menos alteradas que en el resto del área de estudio, lo que puede modificar los valores $\delta^{15}\text{N}$ de las especies en uno y otro lugar.

Según los resultados de los análisis del $\delta^{13}\text{C}$, parece que los delfines mulares del golfo de Cádiz incluyen en su dieta una mayor proporción de especies pelágicas que el resto, sobre todo si comparan con las muestras procedentes de Málaga, donde los delfines parecen alimentarse fundamentalmente de especies de ámbito costero. En Almería y el estrecho de Gibraltar (donde mayor número de animales han sido analizados) parece que los delfines se alimentan de una dieta más variada en la que incluyen tanto presas de ámbito costero como presas de ámbito pelágico. Sin embargo, los valores $\delta^{15}\text{N}$ medidos en el golfo de Cádiz son mucho más altos que los esperados en depredadores pelágicos (ya que las cadenas tróficas pelágicas son más cortas y están por tanto más empobrecidas en $\delta^{15}\text{N}$).

7.4.2.2.- Dentro de cada área

En el golfo de Cádiz los resultados y la ordenación de las especies son los esperados, con especies que se alimentan de plancton más empobrecidos y especies carnívoras y omnívoras más enriquecidas en ambos isótopos. La diferencia que existe en el eje del carbono entre especies pelágicas y costeras es reflejo directo de la diferencia de los productores primarios en esos ámbitos. Es decir, entre las especies analizadas en el golfo de Cádiz, hay representadas al menos dos fuentes primarias de carbono. Sin embargo la mayoría de las especies se sitúan en una banda de valores isotópicos intermedios mostrando cierta influencia tanto del ámbito pelágico como del costero en la dieta de los depredadores más importantes del sistema. El delfín mular se encuentra próximo a las posiciones de especies carnívoras y omnívoras, quizá un poco empobrecido en $\delta^{15}\text{N}$ reflejando la ingesta de alguna especie pelágica de bajo nivel trófico. A la vista de los resultados se podría decir que la dieta de los delfines mulares en el golfo de Cádiz deber ser de carácter mixto, incluyendo especies tanto pelágicas como costeras y de diferentes niveles tróficos.

En el estrecho, los delfines mulares están enriquecidos tanto en $\delta^{15}\text{N}$ como en $\delta^{13}\text{C}$ respecto del resto de especies analizadas. A simple vista parecen identificarse en el diagrama de dispersión dos bandas o líneas paralelas en las que se sitúan las muestras, una con 23 especies con variedad de dietas y tanto de ámbito costero como pelágico, y otra banda relativamente empobrecida en valores $\delta^{15}\text{N}$ en la que hay 9 especies, 8 de ellas de ámbito costero y una batipelágica. Probablemente cada una de estas dos bandas corresponde a una red trófica diferente, una estrictamente costera (con especies como el lenguado, la acedía, las dos especies de gambas, y la breca) y otra en la que están todas las especies pelágicas

analizadas (atún, lubina, bonito, y caballa) y otras especies consideradas buenas nadadoras, pero de hábitos habitualmente más costeros (cómo la merluza, el voraz y otros espáridos, o los jureles). Sin valores de referencia de productores primarios y con un tamaño muestral tan pequeño en muchas de las especies analizadas es imposible asegurar sin lugar a dudas, que dos redes tróficas están representadas, pero sí existen indicios. Sin mayor información que la obtenida de este diagrama de dispersión se podría decir que la dieta de los delfines mulares en el estrecho de Gibraltar está compuesta por una variedad de especies tanto pelágicas cómo costeras, fundamentalmente con nivel trófico elevado, ya que sólo la lubina está más enriquecida que los delfines. Considerando las diferencias en $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ entre delfines y otros depredadores cómo merluzas y voraces, parece que estas especies (junto con otros espáridos del género *Pargus*) suponen una parte importante de la dieta de los delfines.

En el mar de Alborán los delfines mulares están enriquecidos tanto en $\delta^{13}\text{C}$ cómo en $\delta^{15}\text{N}$. En este caso también hay especies claramente pelágicas (cómo el boquerón y la alacha) que se sitúan en el extremo más empobrecido del eje del carbono y especies costeras cómo el parracho o la poda en el más enriquecido. Sin embargo en este caso no hay diferenciación en dos o más líneas representativas de redes tróficas diferentes sino que todas las especies se encuentran formando una nube de puntos en la que incluso se desdibuja el gradiente que se observa en las otras áreas entre muestras empobrecidas y muestras enriquecidas en ambos. El mar de Alborán es considerado un lugar de gran riqueza y muy productivo gracias a su heterogeneidad fisiográfica y oceanográfica que hace de este área un lugar diferente a la zona mediterránea adyacente y al Atlántico contiguo. Se espera por tanto que esta heterogeneidad física tenga reflejo en la proporción viva del ecosistema. Es difícil distinguir entre la cadena trófica basada en las algas y la posidonia; y la basada en el plancton. La posición intermedia de los peces hace pensar que ambas fuentes son importantes a lo largo de toda la red trófica, al igual que sucede en otros casos estudiados en el Mediterráneo (Jennings *et al.*, 1997). En este caso parece que la dieta de los delfines está formada tanto por especies de ámbito pelágico cómo especies más costeras. El enriquecimiento relativo en $\delta^{15}\text{N}$ de los delfines comparados con otros depredadores induce a pensar que la mayor parte de su dieta son especies de nivel trófico alto, y sólo una pequeña proporción de la dieta serán especies con valores bajos de $\delta^{15}\text{N}$.

7.4.3.- Variación temporal

A priori, parece que en verano existe mayor influencia pelágica en la dieta de los delfines y en primavera y en invierno existe mayor influencia costera. Si se considera el tiempo que transcurre desde la ingesta de un recurso hasta que la señal se evidencia en la piel del delfín (unos 90 días según el experimento realizado con orcas descrito en el capítulo 5 de este documento), los resultados deben interpretarse de distinta manera. Las muestras de verano

son probablemente indicativas de la ingesta de alimentos al final del invierno y en primavera, las muestras de otoño (normalmente recogidas en Noviembre) muestran la dieta de los animales a finales de primavera e inicio del verano, las muestras de invierno son probablemente representativas de la dieta de los animales a finales del verano e inicio del otoño, y por último las muestras de primavera deben ser indicativas de muestras de finales de otoño e inicio de invierno.

En el área de estudio, la estación de mayor productividad es la primavera (MEDAR Group, 2002) en la que el afloramiento de aguas frías cargadas de nutrientes desde el fondo marino desencadena un aumento en la biomasa de fitoplancton, zooplancton y pequeños peces pelágicos planctófagos que son susceptibles de ser capturados por los delfines mulares. El invierno es la segunda estación más productiva. La estación con menor concentración de fitoplancton es el otoño (MEDAR Group, 2002). Parece por tanto plenamente justificado que los valores medidos en verano (representativos de la dieta en primavera) reflejen mayor proporción de carbono fijado por fitoplancton que los medidos en otras estaciones. Del mismo modo se explica que los valores medidos en invierno (que reflejan la dieta del otoño) sean los que presenten menos proporción de carbono fijado por fitoplancton

7.4.4.- Variación según sexo

En especies de cetáceos con dimorfismo sexual evidente se han encontrado diferencias significativas entre los valores $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ medidos en machos y hembras (Lesage *et al.*, 2001, Hooker *et al.*, 2001) sugiriendo que individuos de la misma especie pero de distinto tamaño utilizan los recursos disponibles de modo diferente evitando así competencia intraespecífica.

El delfín mular es una especie con leve dimorfismo sexual, en el que los machos son ligeramente mayores que las hembras (López, 2003; Reeves *et al.*, 2002), sin embargo estas diferencias de tamaño no justifican acceso a diferentes presas y por tanto diferentes dietas y valores isotópicos. En Valencia (Blanco *et al.*, 2001) las hembras acompañadas de crías tienen una dieta distinta a la de hembras sin crías y a la de machos adultos, y se asume que la diferencia entre dietas de hembras se debe fundamentalmente a que las que van acompañadas de crías o juveniles deben reducir la profundidad y duración de sus inmersiones de caza para adaptarse a las capacidades de los animales jóvenes y la crías del grupo. Todos los animales muestreados en este estudio son adultos no acompañados por crías (por cuestiones de seguridad en el muestreo) por lo que es imposible explorar tal distinción. Lo que si se observa es que animales adultos de tamaños semejantes presentan dietas similares independientemente de su sexo.

7.4.5.- Modelo de mezcla isotópico

7.4.5.1.- Mar de Alborán

El grupo de presas más importante (54% de la dieta por término medio) según el modelo de mezcla isotópico es el formado por voraces, aligotes y chicharros, tres especies nectobentónicas, con rango de profundidades ente 31 y 500 metros, que solapa, parcialmente al menos, con el rango preferido de los delfines mulares para la alimentación (ver capítulo 2 de este mismo trabajo). El modelo de mezcla isotópico indica que las especies que forman este grupo (aunque no se sabe en que proporción cada una de ellas) suponen cómo mínimo el 36% de la dieta y cómo máximo el 68%. El siguiente grupo de especies en importancia es el compuesto de caballas, merluzas, besugos y bogas, que suponen en valor medio el 25% de la dieta (mínimo 0% y máximo 48%), el rango de profundidad de estas especies también solapa con el rango preferido por los delfines (desde 31 a 500 metros), dos de ellas son de ámbito pelágico costero (caballa y boga) (Fishbase) y dos son especies nectobentónicas propias del talud continental profundo (García-Rodríguez *et al.*, 2007). El tercer grupo en importancia incluye dos especies de pequeños pelágicos (alacha y boquerón) y una especie nectobentónica (trompetero) que en ocasiones forma cardúmenes que adquieren hábitos pelágicos (Marques *et al.*, 2005) y que ha sido reconocida cómo parte de la dieta de delfines comunes en el sur de Portugal (Silva, 1999). Este grupo de especies pelágicas supone (en valor promedio) un 10% de la dieta. La mayoría de estas especies son demersales de la plataforma y el talud continental, aunque hay una aportación significativa de especies pelágicas.

7.4.5.2.- Estrecho de Gibraltar

Según los resultados del modelo de mezcla isotópico el grupo de presas más importante es el formado por la dorada y la baila, dos especies nectobentónicas con un rango de profundidad entre 0 y 100 metros que suponen el 31% de la dieta. No se puede distinguir cuál de las dos especies es más importante, pero si se sabe que la baila es localmente muy abundante en el área del estrecho (Junta de Andalucía, 2001) y es probable que haya mayor disponibilidad de bailas que de doradas. La siguiente especie en importancia es la merluza, que supone de media el 25% de la dieta, de hábitos demersales y con un rango de profundidades entre 70 y 400 metros es una de las especies más comúnmente citadas en la dieta de los delfines mulares alrededor de la península (Blanco *et al* 2001, Santos *et al* 2007). El tercer grupo en importancia en la dieta de los delfines mulares en el estrecho incluye únicamente a la lubina, (11% de la dieta en valor promedio) del mismo género que la baila y con un rango de profundidad similar, pero de carácter más pelágico, es también localmente abundante en el estrecho. Se esperaba en este área, donde los voraces son especialmente abundantes, que

este espárido fuese parte fundamental de la dieta, sin embargo su señal isotópica es indistinguible de la de otras especies que están asociados en el grupo 12, y en conjunto estas especies suponen el 8% de la dieta (aunque el rango va desde 0 a 56%) una cifra menor de lo esperado.

7.4.5.3.- Golfo de Cádiz

En el golfo de Cádiz el recurso más importante es el grupo 2, que incluye la merluza y la dorada, dos especies que ya se consideraron importantes en Alborán y el estrecho de Gibraltar, y en otras áreas de la península Ibérica donde se ha estudiado la dieta de los delfines mulares. Este grupo supone como término medio el 39% de la dieta. El siguiente grupo es el formado por la corvina y el voraz, es imposible distinguir cuál de las dos especies es más importante y ambas están presentes en el área con relativa abundancia (Junta de Andalucía 2001) este grupo supone aproximadamente el 23% de la dieta, aunque según el resultado del modelo su contribución puede ser tan baja como 0 y tan alta como el 72%. Estas dos especies consideradas nectobentónicas tienen un rango de profundidad que de nuevo coincide con el preferido por los delfines. El siguiente recurso en interés es el boquerón, que supone aproximadamente el 10% de la dieta. Esta especie pelágica es el recurso pesquero más importante del golfo de Cádiz junto con los lenguados (Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, 2001, 2003). Esta dieta mixta de especies costeras demersales, nectobentónicas y pelágicas es la esperada tras ver los resultados en el estrecho y en Alborán, y concuerda a grandes rasgos con lo observado en otras áreas de la Península Ibérica (Blanco *et al.*, 2001; Santos *et al.*, 2007), sin embargo se echan de menos especies de moluscos cefalópodos que son importantes tanto en Valencia como en Galicia. Es cierto que el siguiente grupo de especies en importancia (9% de la dieta por término medio) incluye el calamar, pero aún así es menos de lo que se esperaba a tenor de los resultados obtenidos en otros lugares.

Los valores de fraccionamiento utilizados en estos modelos no son los valores propuestos para cetáceos por Abend y Smith en 1995 y Lesage en 2005 (1.7‰ para $\delta^{15}\text{N}$ y 0.5‰), pero a modo de ejercicio de comparación se modelizó la proporción relativa de cada presa también con esos valores de fraccionamiento. En el caso del mar de Alborán las mismas especies resultaron ser las más importantes y de nuevo los cefalópodos y la bacaladilla son especies de muy poco interés. La única diferencia notable es que la proporción relativa de caballa, merluza, besugo, y boga (grupo 2) es mayor que la del grupo 3 (chicharro, voraz, y aligote). Esta diferencia es trivial si el objetivo del trabajo es simplemente identificar cuáles son las especies más importantes en la dieta sin embargo sí tiene un papel relevante en el caso de que la estima de proporciones relativas de cada presa se vaya a utilizar después en análisis cuantitativos. En este caso, se ha decidido dar por buenos los valores de fraccionamiento obtenidos del

experimento con las orcas en cautividad, sin embargo es importante hacer notar que aunque se considera esa cómo la mejor opción no es la única posible y los resultados deben ser acogidos con cierto grado de cautela.

Para las muestras del estrecho de Gibraltar también se ha repetido el modelo utilizando otros valores de fraccionamiento (1.7‰ para $\delta^{15}\text{N}$ 0.5‰ para $\delta^{13}\text{C}$). La dorada, baila y merluza siguen siendo las especies más importantes con porcentajes y rangos muy similares, sin embargo con estos valores de fraccionamiento el siguiente grupo en importancia es el grupo 1 constituido por el sargo picudo y la boga (13% de la dieta) y los grupos 12 (formado por 9 especies, incluyendo el voraz y otros espáridos) y 2 (con especies de carácter más pelágico cómo la caballa, el jurel común y el aligote) que suponen cada uno el 10% de la dieta. La diferencia no es banal, ni en términos cualitativos ni en términos cuantitativos y pone de manifiesto las limitaciones del análisis de isótopos estables en la definición de las proporciones de la dieta.

El modelo de mezcla isotópica para el golfo de Cádiz con fraccionamientos 1.7‰ para $\delta^{15}\text{N}$ y 0.5‰ para $\delta^{13}\text{C}$ es muy parecido al presentado aquí con los valores obtenidos en el experimento con orcas. Los distintos recursos se ordenan exactamente del mismo modo en ambos casos y la variación de las proporciones es pequeña (ligeramente menor para los grupos 2 y 4 y ligeramente mayor para el grupo 9). En este caso y de modo similar a lo que sucede en el área de Alborán los resultados son consistentes y la importancia de merluzas, espáridos (dorada y voraz), corvinas y boquerones esta clara.

Los valores de fraccionamiento isotópico utilizados habitualmente en el trabajo con cetáceos no han sido calculados específicamente y los resultados del experimento con orcas muestran una variabilidad importante que en general no se considera cuando se utilizan los modelos isotópicos para describir la dieta de un depredador. En los casos del mar de Alborán y el golfo de Cádiz las diferencias encontradas usando diferentes valores de fraccionamiento son cuantitativas pero no cualitativas, sin embargo en el estrecho de Gibraltar las diferencias son de carácter más profundo y describir la dieta de los delfines más allá de la importancia de doradas bailas y merluzas es arriesgado.

7.4.6.- Comparación con otros cetáceos del área de estudio.

El análisis de los valores isotópicos revela diferencias entre especies y entre sitios.

La marsopa común es la especie más enriquecida en $\delta^{15}\text{N}$. Esta especie se considera extinta en el Mediterráneo y los datos relativos a su dieta más cercanos al área de estudio son de las poblaciones de Galicia donde se alimenta fundamentalmente de peces demersales y

batipelágicos de la plataforma continental. Los animales del golfo de Cádiz muestran valores isotópicos enriquecidos en carbono (indicativo de hábitos costeros (Hobson, 1999; Lesage *et al.*, 2001)) y en nitrógeno (propio de especies piscívoras de redes tróficas costeras). Un escalón por debajo de las marsopas en el eje del nitrógeno, se encuentran los delfines mulares del golfo de Cádiz. Se encuentran también empobrecidos en $\delta^{13}\text{C}$ respecto de las marsopas, lo que sugiere un nivel trófico inferior. En este caso, los delfines mulares incluyen en su dieta no sólo peces demersales propios de redes tróficas costeras largas, sino también otras presas más empobrecidas en ambos isótopos como cefalópodos o pequeños peces pelágicos. En el golfo de Cádiz también se han muestreado orcas (la correspondiente al pod amarillo) y delfines comunes. La orca analizada se encuentra por debajo de delfines mulares y marsopas en el eje del nitrógeno y se asume que su dieta se compone fundamentalmente de atún rojo (Ver capítulo 6 de este trabajo) que a su vez se alimenta fundamentalmente de sardinas y boquerones (Sanz Brau, 1990). Los delfines comunes se encuentran un escalón por debajo de las orcas, aproximadamente en el mismo nivel que los atunes rojos, y probablemente se alimenten fundamentalmente de pequeños pelágicos igual que los atunes. Es decir en el golfo de Cádiz, las especies muestreadas se ordenan según su valor $\delta^{15}\text{N}$ de más empobrecido a más enriquecido del siguiente modo; delfín común (con dieta probable basada en pequeños peces pelágicos como sardinas o boquerones), orca (con dieta basada en atún rojo), delfín mular (con dieta mixta de peces costeros, pelágicos y cefalópodos), y marsopa común (con dieta basada en peces costeros de redes tróficas largas)

En cuanto a las especies analizadas en el estrecho de Gibraltar y mar de Alborán, la más enriquecida de todas es el cachalote con intervalo de muestreo corto, la siguiente es el delfín mular, ligeramente más empobrecidas y con valores similares se encuentran orca, calderón negro en invierno y cachalote con intervalo de muestreo largo, y las especies más empobrecidas son el delfín común y el calderón negro en verano.

No se conocen los hábitos tróficos de los cachalotes en el área de estudio. No hay ningún varamiento y no hay por tanto ningún contenido estomacal que examinar. No se sabe con exactitud la tasa de renovación de la piel en cachalotes, en belugas (St. Aubin *et al.*, 1990) y en delfines mulares (Hicks *et al.*, 1985) se han sugerido entre 70 y 75 días, en orcas se estima en unos 90 días (ver capítulo 5). Asumiendo que la tasa de renovación en cachalotes sea similar a la otros cetáceos, los valores isotópicos medidos en este trabajo integran la dieta de los animales entre 70 y 90 días anteriores al muestreo. En tres de los casos habían transcurrido menos de 70 días entre la llegada de los cachalotes y la consecución de la biopsia (los resultados isotópicos informan de la dieta antes de llegar al área de estudio), en uno de los casos el muestreo sucedió entre los 70 y 90 días después de la llegada de los animales (en este animal, los resultados integran probablemente la dieta de sus primeros días en el estrecho). Los animales con intervalo de muestreo corto, son los más enriquecidos en Nitrógeno de todos los cetáceos analizados reflejando la dieta de su lugar de procedencia o la

ingerida durante la migración. El animal muestreado varios meses después de su llegada al estrecho muestra valores isotópicos más acordes con los del resto de especies en el área.

La segunda especie más enriquecida es el delfín mular con dieta mixta de peces costeros, pelágicos y quizá moluscos cefalópodos. Con valores $\delta^{15}\text{N}$ muy parecidos se encuentran calderones en invierno y cachalotes en verano. Con una única muestra es difícil aventurar ninguna explicación, pero una hipótesis interesante podría ser que ambas especies depredan sobre los mismos cefalópodos en distintos momentos del año, de modo que cuando los cachalotes están presentes en el estrecho los calderones son desplazados de su área fundamental de distribución a un área más pequeña (De Stephanis *et al.*, 2008) y se quedan sin acceso a las presas sobre las que depredan los cachalotes, y en invierno, cuando los cachalotes no están presentes los calderones explotan esos recursos restringidos durante el verano. Las orcas tienen un valor $\delta^{15}\text{N}$ similar al de estas dos especies sin embargo se conoce que su dieta es fundamentalmente distinta, y que se basa en atún rojo. Lo que si parece claro es que las tres especies tienen el mismo (o muy parecido) nivel trófico, el modelo más probable sería una red trófica de 5 niveles, fitoplancton, zooplancton, pequeños peces pelágicos planctívoros y atunes para las orcas; fitoplancton, zooplancton, pequeños peces pelágicos planctívoros y moluscos cefalópodos para los calderones y cachalotes según la época del año (asumiendo fraccionamientos similares en ambas redes). Las especies más empobrecidas son los delfines comunes a quienes se supone una dieta fundamentada en pequeños peces pelágicos y calderones negros en verano con dieta desconocida pero probablemente compuesta de cefalópodos y peces pelágicos a tenor de los resultados isotópicos.

En el eje del carbono, las cuatro especies del golfo de Cádiz se ordenan en un gradiente pelágico-costero con los delfines comunes en el extremo “pelágico” y las marsopas en el costero”. Los delfines mulares se encuentran en el centro del gradiente, lo que indica explotación de recursos de los dos ambientes. Estos resultados confirman los tipos de dieta de cada especie sugeridos por los valores $\delta^{15}\text{N}$.

La especies muestreadas en el mar de Alborán y estrecho de Gibraltar se ordenan en eje del carbono del siguiente modo, (de más empobrecido a más enriquecido) delfines comunes, orcas del estrecho, cachalotes de intervalo de muestreo largo, calderones en verano, calderones en Invierno y por último cachalotes con intervalo de muestreo corto. Los valores $\delta^{13}\text{C}$ son habitualmente mayores en especies de hábitos costeros que en especies de hábitos pelágicos (Lesage *et al.*, 2001). Así, los delfines comunes serían la especie con mayor grado de dependencia de recursos pelágicos, confirmando los resultados de los isótopos de nitrógeno. Los siguientes serían las orcas del estrecho, la posición de las orcas en este eje también coincide con una dieta fundamentada en atún rojo. Cachalotes con intervalo largo de muestreo que se consideran representativos de la dieta en el estrecho, se encuentran en una posición parecida a la de las orcas, pero no incluyen el atún rojo en su dieta y probablemente se

alimenten de moluscos cefalópodos fundamentalmente de carácter pelágico. Los calderones negros en verano e invierno muestran valores ligeramente diferentes, estas posiciones también permiten hipotetizar con un cambio de dieta provocado por la competencia con los cachalotes. Los delfines mulares se encuentran ligeramente más enriquecidos que el resto de las especies (exactamente 1.36‰ más enriquecidos que los delfines comunes). Esta diferencia que supone aproximadamente un nivel trófico no es totalmente inequívoca en cuanto a la proporción de recursos de origen pelágico y/o costero presentes en la dieta, pero en el marco general de la comparación parece coherente con una dieta mixta de ambos tipos de recursos. La especie más enriquecida en $\delta^{13}\text{C}$ es el cachalote muestreado al poco tiempo de llegar al estrecho de modo que el valor es indicativo de la dieta en el camino o en el lugar de origen que es desconocida.

Se dispone de dos muestras de delfines mulares de la Isla de Alborán, están empobrecidas en nitrógeno con respecto de las otras muestras de la especie, aunque en el eje del carbono no son especialmente diferentes. La comparación con el resto de las muestras sugiere dieta mixta con elevada proporción de recursos de origen pelágico lo que parece consistente con el hábitat en que se muestrearon los animales, sin embargo sin más muestras de otras especies para comparar y sin observaciones directas ni contenidos estomacales que analizar la dieta de los delfines mulares de la Isla de Alborán sigue sin conocerse.

En verano, es frecuente encontrar grupos mixtos de calderones comunes y delfines mulares en el estrecho de Gibraltar (Observaciones personales, De Stephanis *et al.*, 2008), sin embargo los calderones comunes no toleran la presencia de otras especies de cetáceos en su área de distribución (De Stephanis comunicación personal). Estas asociaciones no parecen estar relacionadas con la cooperación en las capturas de presas ya que los valores isotópicos de ambas especies son significativamente diferentes para ambos isótopos sugiriendo hábitos tróficos distintos.

Las posibles explicaciones a los resultados obtenidos en las muestras de orcas se analizan con detalle en el capítulo 6 de este trabajo.

7.4.7.- Análisis de microsatélites y relación con isótopos estables

Tanto la exploración visual de los datos como los análisis estadísticos indican que no hay relación entre la similitud genética (medida en valor de *kinship*) y la distancia isotópica en los animales muestreados.

Aunque en otras especies de definidos como el calderón negro, el grado de parentesco influye significativamente en la similitud en la dieta entre individuos (De Stephanis 2008) este no

parece ser el caso de los delfines mulares del área de estudio. Una diferencia básica entre ambas especies es la organización social, mientras los calderones negros se ajustan a un modelo matrilineal de organización social (de Stephanis 2008), los delfines mulares del área de estudio probablemente se organicen en un modelo de fusión-fisión como el descrito para la especie en otros lugares del mundo (Bearzi *et al.*, 1997; 2005; Cañadas comunicación personal). Este tipo de sociedad, más laxa contribuye a una transmisión horizontal del conocimiento sobre presas y técnicas de caza (en contraposición a una transmisión vertical de madres a hijos en especies matrilineales), y esta transmisión horizontal diluye si es que alguna vez existieron las posibles diferencias en cuanto a hábitos tróficos entre grupos familiares. Por lo tanto los resultados obtenidos son los esperados en una especie que incluye gran variedad de presas en su dieta y que no forma grupos familiares estables durante toda su vida.

No se pueden extraer conclusiones fiables del resultado del análisis de dos contenidos estomacales. Los resultados muestran que la totalidad de las presas ingeridas pertenecen a ambientes costeros. Este resultado es coherente con las descripciones de la dieta de la especie encontradas en la literatura (Santos *et al.* 1996; Blanco *et al.* 2001), que afirman que la dieta de los delfines mulares está basada principalmente en especies demersales de gran valor comercial.

Al comparar los valores obtenidos del análisis de piel de delfines mulares con los obtenidos del análisis del mismo tejido en otras especies del Mediterráneo o del Atlántico se observa que se encuentran en el mismo nivel trófico que especies de dieta mixta compuesta por peces y cefalópodos o peces costeros. Este resultado es coherente con las descripciones previas sobre los hábitos tróficos de la especie que la sitúan como una especie fundamentalmente costera pero que hace relativo uso de recursos pelágicos.



SECCIÓN IV.- PESQUERÍAS:

8.- ANÁLISIS DE DESEMBARCOS PESQUEROS

9.- MODELIZACIÓN DEL ESFUERZO PESQUERO

* Viñeta de Forges reproducida con permiso del autor.

8.- PESQUERÍAS EN EL ÁREA DE ESTUDIO

8.1.- INTRODUCCIÓN. JUSTIFICACIÓN Y ANTECEDENTES. OBJETIVOS

Las interacciones entre cetáceos y pesquerías han sido, y son, objeto de estudio en numerosos lugares y situaciones. En muchas ocasiones con el objetivo de reducir las capturas accidentales, y en los últimos años también con la vista puesta en fenómenos de competencia por recursos tróficos entre ellos (Jennings *et al.*, 2001).

La pesca es el factor que más ha modificado la estructura y funcionamiento de los ecosistemas marinos, fundamentalmente a causa de la sobreexplotación de los recursos (Jackson *et al.*, 2001). Las pesquerías afectan a la abundancia de gran cantidad de especies marinas, ya sea por captura directa, por desplazamiento de otros depredadores por competencia, ó por modificación de las redes tróficas (Trites *et al.*, 2006). El desarrollo y la expansión de las pesquerías, y la sobreexplotación de recursos en las últimas décadas son la causa del descenso del nivel trófico medio de las capturas en casi todo el mundo que a su vez, origina inestabilidad en el funcionamiento del ecosistema, pesquerías insostenibles, y la incapacidad de los ecosistemas para mantener poblaciones saludables y abundantes de superdepredadores (Trites *et al.*, 2006).

En el litoral surmediterráneo andaluz la pesca profesional es una actividad de importancia económica, social y ecológica. Aunque el objetivo principal de este trabajo no es hacer una diagnosis del estado de las pesquerías en el área de estudio, un análisis básico es esencial para entender las posibles interacciones con delfines u otros cetáceos en la zona y para poder proponer medidas de gestión efectivas para preservar la funcionalidad de los ecosistemas y la conservación de las especies.

Por lo tanto, el objetivo de este capítulo es:

- Realizar un análisis de desembarcos pesqueros en el área de estudio con especial interés en la evolución de las cantidades capturadas y en la evolución de la composición específica de las capturas.

8.1.1.-Introducción a las pesquerías en Andalucía

La región mediterránea ha sido ocupada por humanos desde hace varios miles de años, y los asentamientos humanos han ido creciendo hasta ser habitados por unos 132-135 millones de personas (Margalef, 1985).

La heterogeneidad de la costa de Andalucía y su temprana ocupación por poblaciones humanas han dado lugar a gran variedad de artes de pesca. Algunas de ellas, han llegado hasta la actualidad respetando sus estructuras ancestrales y se consideran pesquerías artesanales. Otras han evolucionado a la par que la tecnología y la capacidad para explotar nuevos recursos convirtiéndose en pesquerías intensivas e industrializadas.

La productividad biológica de las costas del Mar de Alborán, la abundancia de sal para la conserva y el paso masivo de túnidos por el Estrecho de Gibraltar, impulsaron la creación de una industria pesquera de intensa actividad económica.

Los primeros restos ictiológicos encontrados en Andalucía se encuentran en la Cueva de Nerja y se corresponden con etapas Paleolíticas y Mesolíticas. Los yacimientos encontrados en Sevilla, Granada y Almería se corresponden con el periodo Calcolítico (Morales y Roselló, 2004). A partir de restos arqueológicos hallados en el Mediterráneo occidental (Estrecho de Gibraltar, Cerdeña, Sicilia, Norte de África) se sabe que los fenicios asentados en la zona eran hábiles marineros y pescadores, y utilizaban el pescado tanto como alimento como para comerciar con él (Niveau de Villedaray y Mariñas, 2004). Aristóteles hace referencia a algunas especies y artes de pesca utilizadas por los fenicios en el siglo IV a.C.

Desde mediados del siglo I d.C hasta el siglo IV d.C existen referencias griegas y latinas sobre la elaboración de *Garum sociorum* en la costa Sur de la Península Ibérica, (Ruiz Mata *et al.*, 2004) una salsa obtenida mediante maceración en sal de sangre e intestinos de caballa. Este producto pesquero, no es el único que se fabricaba en las costas de Andalucía en esa época, y también se tienen referencias de productos elaborados a partir de atún rojo que ya entonces se consideraban un producto de lujo (García Vargas, 2004).

Sólo se tiene constancia en Andalucía de un yacimiento de época medieval, en la provincia de Huelva. Los restos hallados en este yacimiento presentan por primera vez una diversificación de las especies capturadas, de modo que se captura casi la misma cantidad de taxones pelágicos, demersales y bentónicos (hasta entonces se capturaban especies pelágicas o demersales, pero casi nunca bentónicas). Se explica tal diversificación a causa del desarrollo de nuevas tecnologías que permiten la captura de especies bentónicas y también para cubrir la necesidad creada por fenómenos locales de sobreexplotación (Morales y Roselló, 2004)

Se conoce de la explotación de caladeros africanos entre Cabo Espartel y Cabo Bojador por parte de pescadores andaluces desde comienzo del siglo XV. En esa época se explotaban principalmente los caladeros costeros del Golfo de Cádiz, y poco a poco, fueron faenando también en la costa africana desde Marruecos hasta la actual Guinea (González Cruz *et al.*, 2004).

La mayor diversificación de artes se produjo a mediados del siglo XVIII, con la llegada de pescadores portugueses, catalanes y valencianos y la adaptación de sus artes de pesca a la costa y las especies de Andalucía. En esa época las almadrabas, bajo control del Duque de Medina Sidonia, eran las artes de pesca más rentables de la zona, pero los arrastres por parejas y la pesquería de sardina eran fuentes importantes de riqueza y alimento para los habitantes de la zona (Ríos Jiménez, 2004).

A finales del siglo XIX, la bajada de los precios de la sal, y las nuevas formas de conservar el atún dieron un impulso importante a las almadrabas de la zona suratlántica que ya no estaban en manos del Duque de Medina Sidonia. La floreciente industria conservera de la zona y el consecuente aumento de la demanda de pequeños peces pelágicos como la sardina condujo a la aparición del arte de cerco de jareta. Este arte de grandes dimensiones y difícil manejo requería de la participación de gran número de personal cualificado y su aparición supuso una importante fuente de empleo directo e indirecto enriqueciendo la zona. La aparición de barcos a vapor supuso la total industrialización de la pesca de cerco y arrastre en el Golfo de Cádiz, aunque aún se empleaban en menor medida artes como el trasmallo (u otros artes de enmalle) y el palangre, consideradas artesanales. A principios del siglo XX se implantó la utilización de arrastres y cercos en las provincias más orientales de Andalucía lo que produjo una disminución de la demanda de pescado en conserva del Golfo de Cádiz y una homogeneización de las riquezas generadas por la industria pesquera a lo largo de la costa de Andalucía. (García del Hoyo, 2004)

En la actualidad la pesca supone aproximadamente el 0.43% del PIB de Andalucía y el 0.51% de los empleos (Consejería Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía, 2001). Es por tanto una actividad con reducida importancia relativa en el marco general de la Comunidad Autónoma de Andalucía. Sin embargo la distribución espacial de la actividad, concentrada en pequeños núcleos, hace que varios municipios dependan de la pesca para el mantenimiento de la renta de la población.

En los últimos años las capturas, los ingresos y los empleos generados por la actividad pesquera en la región han sufrido un importante declive, los caladeros se consideran sobreexplotados (Consejería Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía, 2001), y la continuidad de la actividad depende en gran medida de subsidios.

8.1.2.-Artes de pesca más importantes.

La larga historia de la explotación de recursos pesqueros en Andalucía y la variedad de especies objeto de captura han producido una ingente cantidad y diversidad de instrumentos utilizados a lo largo de toda la línea de costa. Muchos de ellos son específicos de una especie o grupo de especies y otros son poco selectivos en sus capturas. Algunos son utilizados en todo el litoral, sobre todo aquellos más tecnicizados y menos selectivos. Entre estos artes más extendidos los más abundantes son el arrastre, el cerco y el palangre tanto de superficie como de fondo. En el año 2004 el 39% de los buques en activo en la región se dedicaban a una de estas modalidades de pesca. El 61% restante de los barcos pesqueros se dedicaba a lo que se denomina “artes menores” o “pesquerías artesanales” que engloban hasta 96 artes diferentes actualmente en uso y otras 10 modalidades recientemente prohibidas o abandonadas (Consejería Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía, 2003). La siguiente figura muestra la proporción de barcos dedicados a cada arte de pesca en el año 2004.

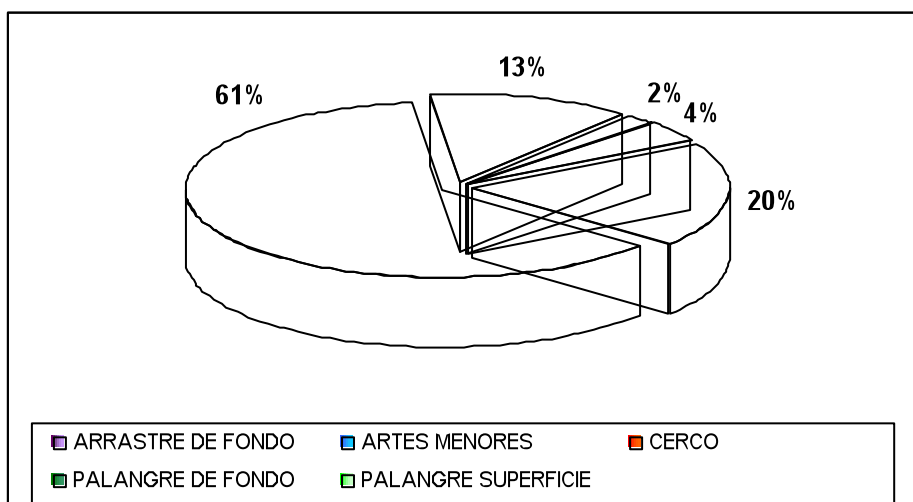


Figura 8.1. Proporción de barcos dedicados a cada arte de pesca en el año 2004

Aunque existen registros de las capturas pesqueras y del número total de barcos faenando en aguas de Andalucía no se han encontrado datos completos sobre el número de barcos de cada modalidad salvo para un número muy reducido de años. En cualquier caso resulta de interés comprobar que aunque existe una reducción de aproximadamente un 65% en el número total de barcos desde el año 1985 hasta el año 2006, los porcentajes de cada modalidad se mantienen más o menos estables a lo largo del tiempo. La tabla 8.1 presenta el número de barcos por modalidad y el porcentaje del total que suponen para los años, 1989, 1999, 2002, 2003, y 2004.

Tabla 8.1. Número de embarcaciones de cada modalidad en los años 1989, 1999, 2002, 2003 y 2004. Datos de la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía 2005.

	ARRASTRE DE FONDO		CERCO		PALANGRE SUPERFICIE		OTRAS MODALIDADES		TOTAL
	Nº barcos	%	Nº barcos	%	Nº barcos	%	Nº barcos	%	Nº barcos
1989	891	30.57	329	11.29	sin datos/otras modalidades		1694	58.13	2914
1999	564	22.65	270	10.84	sin datos/otras modalidades		1656	66.5	2490
2002	469	26.92	270	15.49	81	4.64	922	52.97	1742
2003	469	26.18	263	14.68	77	4.29	982	54.82	1791
2004	500	26.55	258	13.7	85	4.51	1040	55.23	1883

8.2.- ANÁLISIS DE DATOS DE CAPTURAS. EVOLUCIÓN DE DESEMBARCOS Y COMPOSICIÓN DE ESPECIES

La situación de la industria pesquera marítima en las costas de la Comunidad Autónoma Andaluza es precaria y difícilmente sostenible. Entre 1985 y 1999 la capacidad de pesca se vio reducida en un 52,8% y el número de empleos directamente relacionados con la actividad pesquera disminuyó en casi un 44%. Esta disminución adquiere un carácter más dramático si se considera que hasta el 30% de la población de la mayoría de los municipios del litoral andaluz dependen directa o indirectamente de las pesquerías profesionales. Existe evidencia de sobrepesca en el caladero Mediterráneo (Consejería Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía, 2001) y además de los problemas puramente relacionados con la sobreexplotación del recurso el sector adolece de numerosos problemas sociales y económicos. En estas condiciones obtener información que refleje la realidad de las capturas pesqueras no es fácil. Existe un importante comercio ilegal de pescado difícil de identificar y cuantificar. Además se siguen practicando artes de pesca no selectivas que provocan la captura de juveniles y alevines de gran número de especies. Estos ejemplares son utilizados para consumo propio por los pescadores ó vendidos fuera de lonja a restaurantes y hoteles. Además, gran parte de las capturas se realizan a bordo de barcos de pesca deportiva que aunque no están autorizados a comerciar con las piezas que pescan, las venden, en muchas ocasiones a establecimientos hosteleros. Por estos motivos las estadísticas pesqueras que se manejan habitualmente están subestimadas y no reflejan fielmente la realidad. En cualquier caso no ha sido posible conseguir datos reales acerca de estas actividades ilegales que permitan completar las estadísticas pesqueras disponibles públicamente en la página web de la Consejería de Pesca de la Junta de Andalucía.

La información disponible no incluye datos de descartes (que en el litoral Mediterráneo Ibérico varían entre el 13 y el 67% dependiendo de la profundidad a la que se pesca y el tipo de barco

(Carbonell *et al.*, 1998)) del total y por tanto no se trata de capturas sino de desembarcos. Dejando de lado todas las actividades ilegales y descartes, se ha obtenido información detallada sobre los desembarcos en cada puerto andaluz desde el año 1985 hasta 2005 ambos inclusive.

Los puertos pesqueros considerados son: Adra, Algeciras, Almería, Almuñecar, Atunara, Ayamonte, Barbate, Bonanza (Sanlúcar de Barrameda), Cádiz, Caleta de Vélez, Carboneras, Chipiona, Cónil, Estepona, Fuengirola, Garrucha, Huelva, Isla Cristina, Lepe, Málaga, Marbella, Motril, Puerto de Santa María, Punta Umbría, Roquetas de Mar, Rota, San Fernando, y Tarifa. La localización de cada puerto se puede apreciar en el mapa X.

8.2.1.- Procedencia de los datos.

La información relativa a los desembarcos pesqueros utilizada en este epígrafe, es información pública disponible en la página web de la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía (www.juntadeandalucia.es), y en el sitio web del Ministerio de Pesca y Agricultura (www.mapya.es).

8.2.2.- Métodos de análisis

El primer paso en el análisis de evolución de desembarcos y composición de especies no es más que la inspección visual de los datos ayudados por tablas y figuras.

Teniendo en cuenta la incorporación de nuevas especies al mercado a lo largo del periodo de tiempo analizado, es interesante asomarse a la composición de los desembarcos a lo largo de toda la serie y no únicamente al principio o al final del periodo considerado. Se seleccionaron las 10 especies más importantes en peso cada año, no son siempre las mismas, por lo que al final se presentan los resultados para 29 especies que en un momento u otro de la serie temporal han sido determinantes en la composición de las capturas.

Para examinar con más detalle la evolución de la composición de los desembarcos durante los 21 años disponibles se utilizó un análisis de componentes principales (ACP) ordenando los años en función de las capturas de las especies más influyentes. Aunque el resultado mostraba varios momentos de cambio a lo largo de los años, también mostraba el característico patrón con forma de herradura que se produce cuando el segundo eje se arquea a lo largo del primero y que puede desvirtuar el resultado. En un ACP el criterio de extracción de los sucesivos ejes condiciona que estos sean ortogonales con respecto al primero, pero en el caso del efecto de

herradura existe una correlación positiva entre el eje1 y el eje2 en un lado del arco y una correlación negativa en el otro lado del mismo por lo que aún cumpliendo el criterio de ortogonalidad existe un patrón de relación que induce a error en la interpretación de los resultados. El efecto de herradura es un artefacto matemático que no se corresponde con la estructura real de los datos. Para evitar ese efecto se optó por analizar los datos mediante DCA o “análisis de correspondencia sin tendencia” (Detrended Correspondence Analysis). Este procedimiento, elimina el efecto arco de modo que en cualquier punto a lo largo del eje1 los valores del eje2 tienen media igual a 0. Con este propósito, el primer eje se divide en segmentos de igual longitud y en cada segmento, los valores del eje2 se ajustan restándoles su media. Cada eje sucesivo se somete al mismo proceso con respecto del eje anterior para eliminar la tendencia hacia el efecto de herradura. El DCA es sensible a la presencia de valores perdidos. En el caso de las capturas pesqueras del total de Andalucía, hay tres especies que suponen un porcentaje importante durante los últimos 4 ó 5 años analizados pero que no aparecen en toda la serie temporal (*Merluccius senegalensis* {HKM}^{*}, *Octopus ocellatus* {OCT}, y *Acanthocardia tuberculata* {KTT}). Es por tanto imposible discernir si eran especies poco o nada capturadas o si su ausencia del registro se debe a algún otro factor. El caso de la caballa (*Scomber scombrus* {MAC}) y el estornino (*Scomber japonicus* {MAS}) es igualmente reseñable ya que hasta el año 2004 no sé registran cómo especies diferentes y aparecen en las estadísticas pesqueras con el código FAO MAZ que hace referencia al género *Scomber spp.* Estas cinco especies han sido eliminadas del DCA aunque se mantiene la presencia de *Scomber spp.* También se han eliminado las dos especies de atún (*Thunnus thynnus* {BFT} y *Auxis rochei rochei* {BLT}), ambas son capturas muy específicas de almadraba o atuneros de Tarifa, con ámbito de pesca espacial y temporal muy reducido y cuyas oscilaciones no tienen reflejo inmediato en la composición de la flota ni en la reconversión de artes de pesca. Las especies incluidas en el análisis son: *Lepidopus caudatus* {SFS}, *Isurus oxyrinchus* {SMA}, *Sardinella aurita* {SAA}, *Xiphias gladius* {SWO}, *Brama brama* {POA}, *Pagellus acarne* {SBA}, *Boops boops* {BOG}, *Escualos diversos* {SKH}, *Dicologlossa cuneata* {CET}, *Micromessistius poutassou* {WHB}, *Scomber spp* {MAZ}, *Trachurus spp* {JAX} *Peces varios* {MZZ}, *Engraulis encrasicolus* {ANE}, *Sardina pilchardus* {PIL}, *Merluccius merluccius* {HKE}, *Laevicardium norvegicum* {COZ}, *Chamaelea gallina* {SVE}, *Octopus vulgaris* {OCC}, *Ruditapes spp* {TPS} *Aristeus antennatus* {ARA}, *Parapenaeus longirostris* {DPS}.

El análisis se realizó con el programa de código libre R utilizando la función “decorana” del paquete “Vegan” (Oksanen *et al.*, 2007).

* Las iniciales entre corchetes, se corresponden con el código FAO asociado a cada especie y que facilita su identificación inequívoca. Un listado con todos los nombres comunes, científicos y sus correspondientes códigos FAO se presenta en el Anexo III

8.2.3.- Resultados

La evolución de los desembarcos pesqueros en la región andaluza a lo largo de los últimos 21 años se refleja en la figura 8.2. Se puede apreciar cómo han descendido desde 143.813.655 kg en 1985 hasta sólo 69.534.529 kg en 2004, es decir en 21 años las capturas que pasan por lonja han disminuido un 48.8%. Algunas de las causas de este declive son el agotamiento del caladero propio, la excesiva dependencia de caladeros de otros países y la dimensión de una flota demasiado grande. Es relativamente fácil constatar el efecto de al menos una de estas circunstancias observando la figura de evolución de capturas pesqueras en la que se observa un “desplome” de algo más de 20.000 toneladas alrededor del año 2000, coincidiendo con la ruptura de los acuerdos pesqueros con Marruecos el día 30 de Noviembre de 1999.

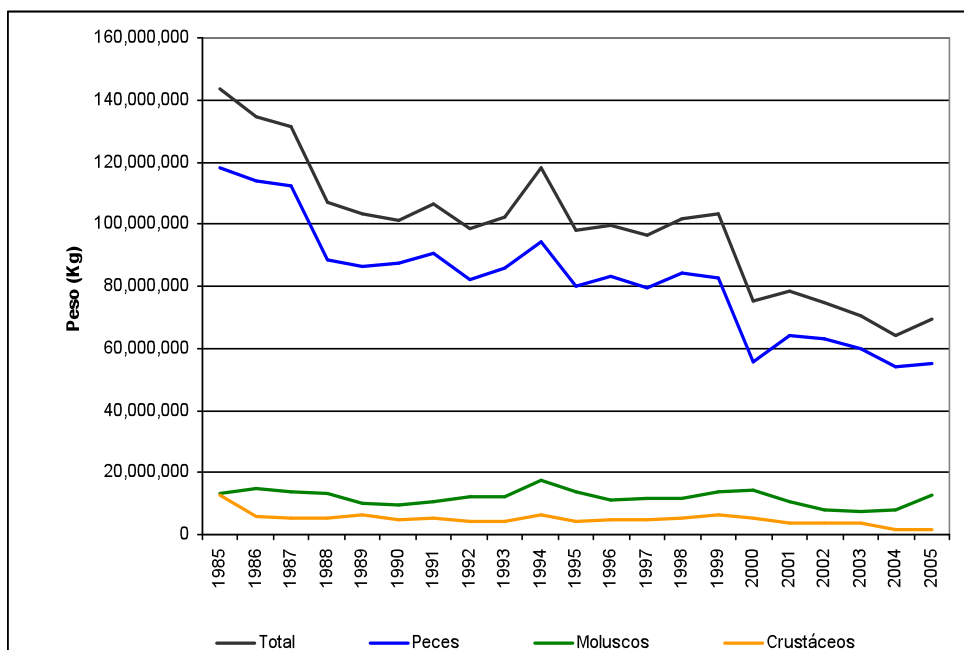


Figura 8.2.- Evolución de las capturas pesqueras en Andalucía desde 1985 a 2005.

En la figura 8.2 se aprecia que la línea correspondiente a la captura de peces corre paralela a la de capturas totales. Las líneas que representan capturas de moluscos y crustáceos se mantienen relativamente constantes en el tiempo y suponen una proporción mucho menor que la de los peces en el total de las capturas. En la figura 8.3, se aprecia la proporción de cada una de las tres categorías (Peces, moluscos y crustáceos) en las capturas totales y su evolución a lo largo de los últimos 21 años. Se puede afirmar por tanto que la reducción en las capturas totales responde en gran medida a la disminución de las capturas de especies de peces y no tanto a la caída de las capturas de moluscos y crustáceos.

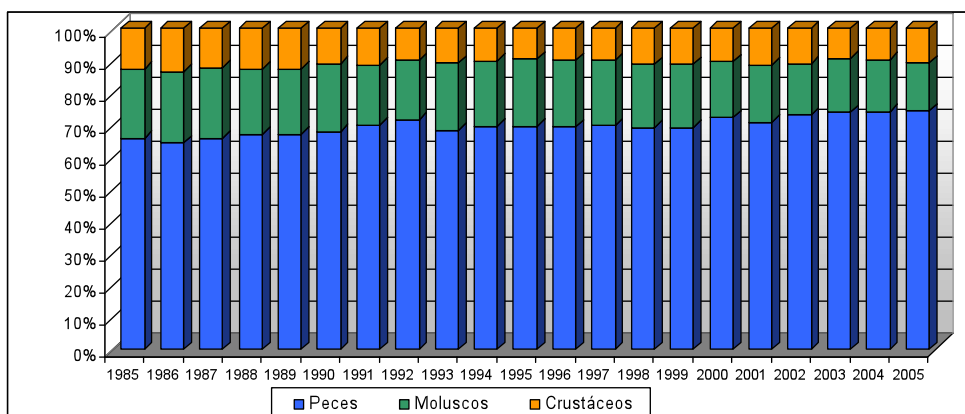
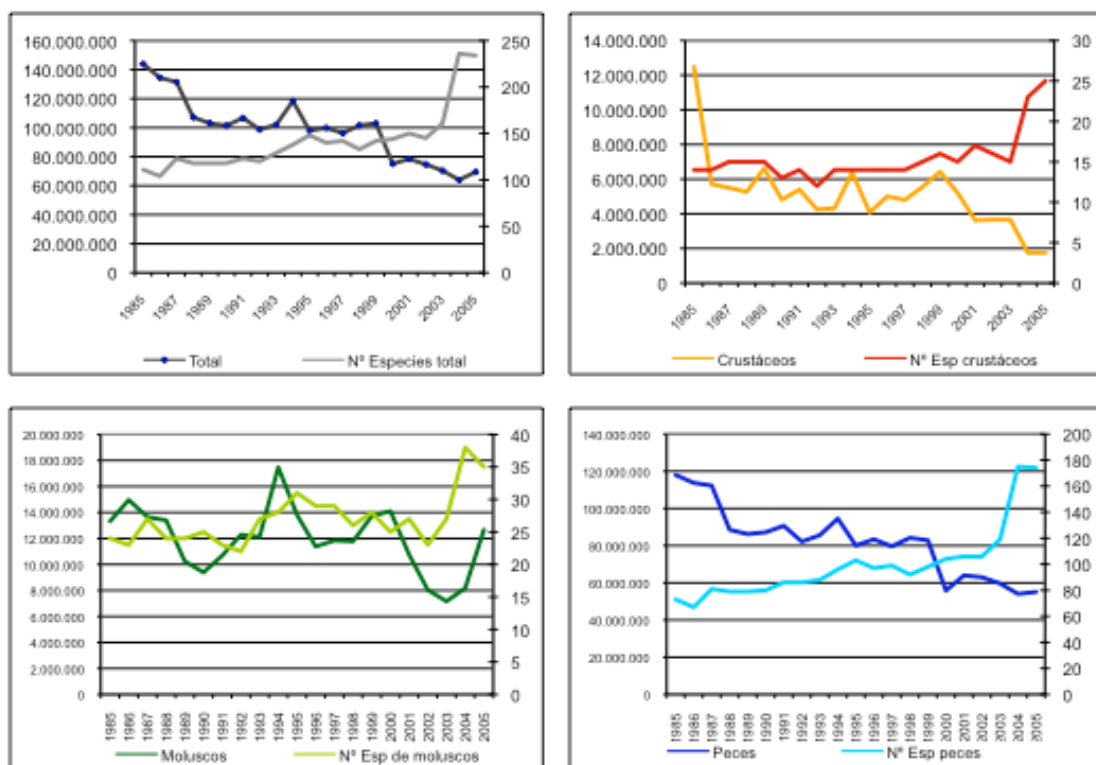


Figura 8.3.- Proporción de las capturas totales correspondientes a las capturas de peces, moluscos y crustáceos.

En los 21 años considerados, el número de especies referenciadas en las estadísticas pesqueras andaluzas ha pasado de 111 a 236. En las figuras 8.4, 8.5, 8.6, y 8.7 se representan los desembarcos en peso y en número de especies, para cada una de las tres categorías y para el total de especies capturadas.



Figuras 8.4, 8.5, 8.6, y 8.7.- De izquierda a derecha y de arriba abajo, capturas en peso y número de especies para el total de las especies consideradas en conjunto y para crustáceos, peces y moluscos.

Parte de la variación en el número de especies se debe al mayor detalle con que se clasifican las distintas especies, de modo que antes se agrupaban bajo un nombre genérico varias especies que ahora se clasifican por separado, es el caso de algunas especies de langostinos (Langostino cristal, narval, etc) o de los salmonetes y jureles que en 1985 aparecen cómo grupos únicos y en el año 2005 se consideran por separado salmonetes de roca y fango y jureles comunes y mediterráneos.

Si se consideran los desembarcos en peso de todas las especies y toda la serie temporal, tres especies (sardina, merluza y boquerón) suponen hasta el 38,6% de todas las capturas, y las 231 especies restantes suponen el 61,4% del total. Tras estas tres especies, la categoría con mayores desembarcos es “peces marinos” es decir especies que habitualmente no tienen valor por si mismas y que se comercializan juntas para “caldo” o piensos.

La figura 8.8 muestra los porcentajes de las especies más capturadas a lo largo de los 21 años.

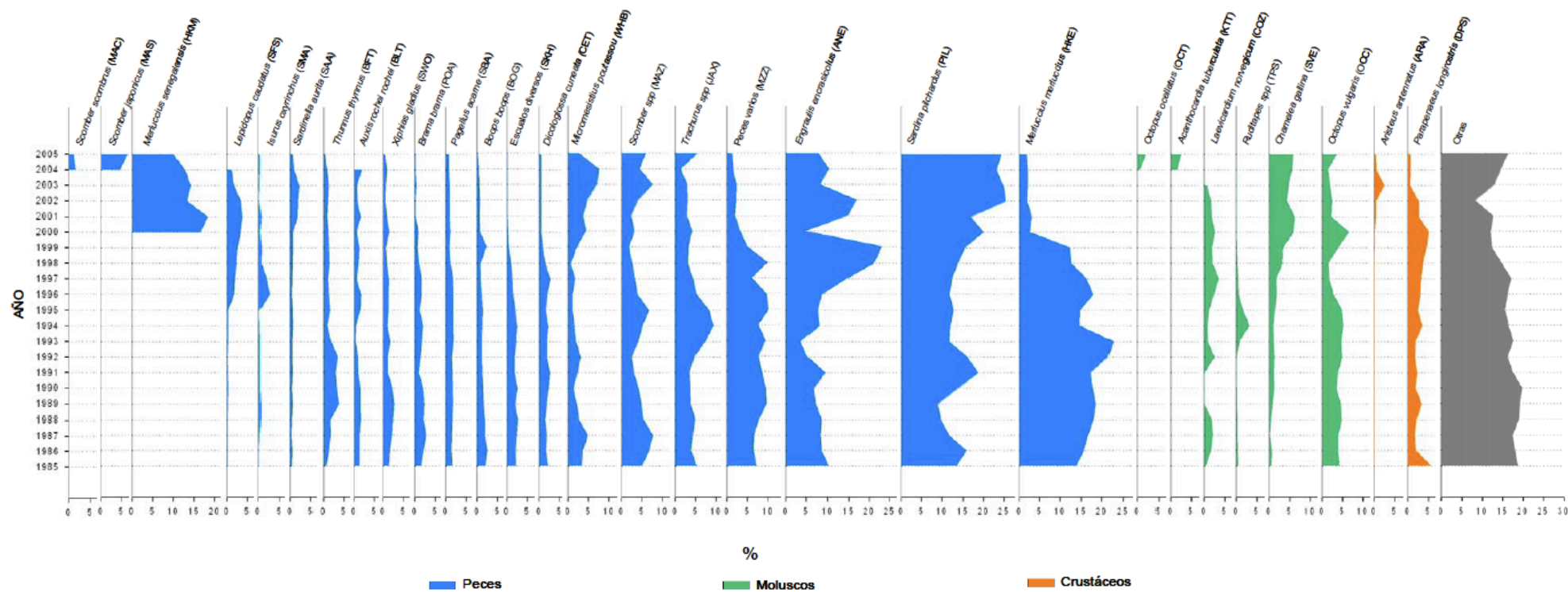


Figura 8.8. Porcentajes de las especies más importantes en el periodo 1985-2005.

El cambio más evidente es el que se produce entre el año 1999 y el año 2000. La merluza que en 1999 supone el 12,3% de los desembarcos totales, en el año 2000 representa únicamente el 2,5% del peso desembarcado. La sardina alacha, que desde 1985 hasta 1999 no supone más del 0,4% de la pesca desembarcada en toda Andalucía, en el año 2000 representa el 0,5 % y en el 2001 el 1,7 de los desembarcos totales. Otras especies como las que se recogen bajo el nombre de peces varios, acedías o escualos diversos también aumentan o disminuyen considerablemente su presencia en los desembarcos entre el año 1999 y 2000.

Los resultados del análisis DCA se muestran en la tabla 8.2. En DCA, la variación total es desconocida e indefinida, y por tanto la proporción de la varianza explicada por cada eje es también desconocida e indefinida (Okasanen *et al.*, 2007). Para seleccionar el número de ejes a considerar en la explicación de los resultados se presentan los *eigenvalues* en un *scree plot* (figura 8.9).

Tabla 8.2.-Eigenvalues y longitudes de eje para cada uno de los cuatro ejes obtenidos mediante DCA.

DCA con 20 segmentos.

	DCA1	DCA2	DCA3	DCA4
Eigenvalues	0.1390	0.0379	0.0244	0.0270
Longitud del eje	0.1393	0.0225	0.0114	0.0061

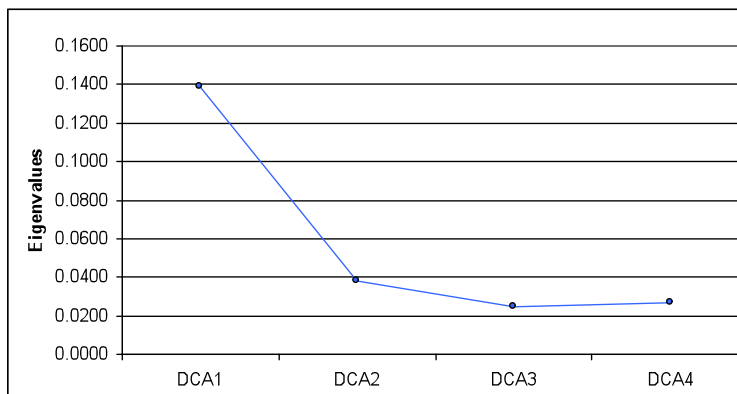


Figura 8.9. Scree plot de los *eigenvalues* resultantes en el DCA.

Se decide utilizar los ejes DCA1 y DCA2, para explicar la ordenación de los años en función de los pesos de las especies más capturadas a lo largo de la serie temporal.

La figura 8.10, presenta los años ordenados a lo largo de los ejes DCA1 y DCA2 y la proyección de las especies en el plano delimitado por los mismos ejes.



Figura 8.10. Ordenación de los años a lo largo de los ejes DCA1 y DCA2.

Es posible reconocer cuatro grupos en los resultados del análisis; el primero (Grupo 1) supone el periodo comprendido entre 1985 y 1995 ambos incluidos, el siguiente grupo (Grupo 2) sería el compuesto por los años 1996 a 1999, el tercer grupo detectable (Grupo 3) es el que comprende los años 2000, 2001 y 2002 y el cuarto y último periodo (Grupo 4) sería el que va desde el año 2003 hasta el 2005.

El grupo ① se caracteriza por la presencia importante de merluza, sardina, y boquerón con un elevado valor comercial. Y por la importancia de las capturas de “peces varios” de bajo valor comercial y que se consideran poco valiosos para ser vendidos de modo específico. Se encuentran además entre las especies más abundantes jureles, pequeños escómbridos como el estornino y la caballa (*Scomber spp*), moluscos como el pulpo común y crustáceos como la gamba blanca. También aparecen con regularidad pez espada, japuta, aligote, boga, escualos diversos, acedías y bacaladillas. Durante esos años los desembarcos del total de especies disminuyeron de forma gradual desde 143,813,655 Kg. en 1985 hasta 97,966,188 Kg. en 1995, con un ligero repunte en el año 1994 en el que se comercializaron 118,391,409 Kg. de pescado (incluyendo peces, moluscos y crustáceos).

El grupo ② es el que comprende los años desde 1996 hasta 1999 ambos incluidos. Este periodo se caracteriza por un momento de abundancia de boquerón, del que se capturan en el año 1998, 21,460,404 Kg. y en el año 1999, 23,762,335 Kg. Estas capturas suponen el 21% y el 23% de los desembarcos totales en la región andaluza. Las otras especies más importantes

en peso son la merluza, la sardina y otra vez una cantidad de especies de diferentes taxones agrupados en el epígrafe “peces varios”. Durante este periodo las capturas se mantienen bastante estables (ver figura 8.2) con 99,802,119 Kg. desembarcados en el año 1996 y 103,049,380Kg. desembarcados en el año 1999. El número de especies recogidas en las estadísticas pesqueras oficiales se mantiene igualmente invariable. Sin embargo, en el diagrama de ordenación de los años con DCA se observa cierta variabilidad a lo largo del eje1. Parece que el aumento progresivo de la importancia de la chirla (SVE) y el pez sable (SFS) y la casi total desaparición de las capturas de almeja chocha (TPS), acedías (CET), japutas (POA) y de las especies consideradas bajo el epígrafe “escualos diversos” (SKH), de entre las especies más capturadas tienen un peso importante en la ordenación de los cuatro años a lo largo del eje1 del DCA.

En el periodo considerado en el grupo 3, las capturas totales disminuyen desde 103,049,380 Kg. desembarcados en el año 1999 hasta 75,111,252 Kg. en el año 2000. Es decir en sólo un año se dejaron de capturar 27,938,128 Kg. Los años 2001 y 2002 no sufren descalabro mayor y la magnitud de los desembarcos de ambos años son semejantes a los del año 2000. El número de especies capturadas en este periodo no es mucho mayor que el registrado en el periodo anterior, de modo que si en el periodo 1996-1999 se capturaron una media de 139.25 especies por año, en el periodo 2000-2002 se capturaron 146.3 especies por año. Sin embargo los tres años no son iguales en su composición por especies. Esta situación que se traduce en una mayor distancia entre puntos en el diagrama de ordenación del DCA. El periodo se caracteriza por una caída importante en las capturas de merluza (HKE) y de boquerón (ANE), que en el año 1999 suponen el 12.31% y el 23.05% de la pesca desembarcada respectivamente y en el año 2000 caen hasta el 2.50% y el 4.45%. Aunque la captura de boquerón se recupera en el año 2001, la de merluza se mantiene en niveles muy bajos de capturas hasta el año 2005. Al comparar el diagrama de ordenación y la proyección de las variables del DCA, se observa que el aumento de alacha {SAA}, gamba roja {ARA} y de chirla {SVE} arrastran los años de este periodo hacia los valores más altos del eje DCA1. El mantenimiento en niveles muy bajos de capturas de japutas, acedías, escualos y marrajos, también influye en la posición de este grupo en este eje. El aumento progresivo de bacaladilla {WHB} y escómbridos {MAZ} a lo largo de los tres años “estiran” o separan sus posiciones a lo largo del eje DCA2 en el diagrama de ordenación.

El último grupo detectado por el análisis de correspondencia (grupo ④), es el que incluye los años 2003, 2004, y 2005. Al igual que el grupo anterior no es un grupo compacto y los tres años presentan algunas diferencias entre si atendiendo a la distancia que se observa entre ellos en el diagrama de ordenación del DCA. En este periodo de tres años los desembarcos caen ligeramente desde 70,451,139 Kg. en el año 2003 hasta 69,534,529 Kg. en 2005 y el número de especies registrado aumenta de 161 a 234 respectivamente. Se mantiene en este grupo de años el desplome de las capturas de merluza {HKE} que da avisos de recuperar su

importancia anterior. Las especies determinantes de la posición en el eje DCA1 del análisis de correspondencias son básicamente las mismas que en el periodo anterior y ambos grupos se diferencian básicamente por su posición a lo largo del eje DCA2. La disminución en las capturas de pez sable {SFS}, y gamba blanca con respecto al periodo inmediatamente anterior son responsables del lugar que ocupan estos tres años en el eje DCA2. El año 2003 está influenciado por la presencia de gamba roja {ARA} que tira de él hacia los valores más altos de ambos ejes. Esta especie se captura en menor proporción en los años 2004 y 2005 de modo que su posición en el diagrama de ordenación del DCA es ligeramente más centrada. En cualquier caso la gamba roja nunca supone más del 2.47% de los desembarcos totales.

8.2.4.- Discusión de resultados

A la vista de las series temporales presentadas en el trabajo, la situación del sector pesquero en Andalucía es difícilmente sostenible y atraviesa por un momento delicado. En las últimas dos décadas, el número de embarcaciones se ha reducido en un 65%, el de empleos directos descendió un 44% y los desembarcos en lonja se redujeron en un 52,8%.

Otra medida que puede dar idea de la situación de las pesquerías profesionales en Andalucía es la evolución del número de especies vendidas en lonja. De modo habitual los tripulantes de los barcos de pesca se quedan con los ejemplares de las especies de menor valor económico para su consumo propio complementando de este modo los ingresos obtenidos de la venta de las especies de mayor valor comercial. En 1985 comercializando ejemplares de 111 especies los desembarcos ascendieron a 143.813.655 kilogramos, en 2004 comercializando ejemplares de 236 especies se contabilizaron 63.967.717 kilogramos, más del doble de especies, para menos de la mitad de peso desembarcado. La mayor parte del incremento en el número de especies corresponde con la utilización de forma comercial de especies que hace años se utilizaban como cebo o para hacer caldo y con muy poco valor comercial y que ahora tienen un valor de mercado más elevado.

De modo general se puede decir que los primeros diez años del periodo analizado, que componen el primero de los grupos detectados en el DCA, se caracterizan por una relativa homogeneidad en ambos ejes, el segundo grupo se ordena a modo de gradiente a lo largo del eje DCA1, pero su variación en el eje DCA2 es casi inexistente y los dos grupos restantes son bastante abiertos y con diferencias considerables entre año y año sobre todo a lo largo del eje DCA2. Este patrón general supone que las especies más importantes en las capturas se han ido diversificando a lo largo de los 21 años incluidos en el análisis, quizá como resultado del agotamiento parcial de los caladeros inicialmente explotados y la necesidad de buscar nuevas presas en nuevos lugares. La variabilidad encontrada en los últimos años puede ser

interpretada cómo el resultado de la “exploración” de nuevos lugares y especies. Parece que no han encontrado una pesquería capaz de sostener todo el esfuerzo pesquero que se realiza en la zona y cada año deben buscar nuevos recursos distintos a los ya explotados.

Durante la primera década analizada (grupo 1), el número de especies comercializadas aumenta ligeramente, sin embargo, este incremento no se ve traducido en una mayor variabilidad en las especies más importantes en peso que son las mismas durante los 10 años. Los pescadores salían a capturar las mismas especies años tras años. Aunque ya existía entonces cierta preocupación por la sobreexplotación de los caladeros y por el tamaño de una flota sobredimensionada, la entrada de España en la Unión Europea en 1986 y la adopción de una nueva política pesquera se interpretó cómo la solución a los problemas del sector en Andalucía. Sin embargo la reconversión de la flota afectó sobre todo a la flota de altura que faena en aguas exteriores y casi nada a la flota de bajura que sigue explotando los caladeros costeros y aumentando su tamaño y su capacidad (García del Hoyo 2004).

El segundo periodo analizado, (entre 1996 y 1999) la composición de los desembarcos también se mantiene bastante estable y se distinguen del periodo anterior fundamentalmente por un pico de abundancia de boquerón. El número de especies no aumenta de modo importante y las capturas no se reducen. Se interpreta este periodo cómo el resultado de las políticas pesqueras de la década anterior, sin reconocer el efecto tan importante de las capturas de boquerón que suponen algo más del 20% del total.

Grupo ③. La dependencia del sector pesquero andaluz de caladeros marroquíes se hace patente en 1999 cuando se rompen los acuerdos de pesca con el país africano y se prohíbe la faena de embarcaciones españolas en aguas soberanas de Marruecos. Ese momento de tensión que supuso la reconversión de parte de la flota andaluza se refleja en las estadísticas pesqueras claramente y supone el inicio del tercero de los grupos detectados mediante el análisis DCA. Los dos años siguientes a la ruptura de los acuerdos de pesca, no suponen mayor descalabro, pero sí se observa que los tres años no son iguales en su composición de especies. La caída tan importante en las capturas de merluza y boquerón, obligan a la diversificación en las capturas, incluyendo especies que hasta entonces tenían muy bajo valor comercial y otras nuevas que no habían sido capturadas con anterioridad como la merluza del Senegal. Esta especie de merluza aparece en las lonjas andaluzas porque parte de la flota que faenaba en aguas del caladero marroquí se desplazó algo más al Oeste hasta los caladeros de Portugal abiertos donde predomina la merluza del Senegal que pasa a ser la más capturada de las especies.

El trabajo de Coll y colaboradores (2008) muestra que este descenso de las capturas de merluza se debe realmente a una caída en la biomasa de merluza disponible (y no a posibles factores externos cómo el menor esfuerzo de pesca, o regulaciones pesqueras) confirmando

que el *stock* de merluza del caladero surmediterráneo andaluz esta sobreexplotado. Un caso similar es el del boquerón. El reclutamiento de esta especie y el de otros pequeños pelágicos está seriamente comprometido por la sobrepesca (Palomera *et al.*, 2007; Coll *et al.*, 2008).

La disminución significativa en la biomasa de algunas especies de pequeños pelágicos, y el aumento de la temperatura parecen ser las razones de la expansión de la sardina alacha en el Mediterráneo Nor-occidental (Sabatés *et al.*, 2006). Esta especie hasta entonces poco capturada debido a su poco valor gastronómico, se suele utilizar en la elaboración de piensos y en la alimentación de especies de acuicultura. En círculos conservacionistas habitualmente se explica este aumento en las capturas de esta especie asociándolo al crecimiento de la acuicultura en la región pero no existen referencias en la literatura científica consultada que confirmen tal situación y es posible que el crecimiento en las capturas de alacha se deba únicamente a la necesidad de incorporar nuevas especies al mercado para mantener al sector pesquero.

Otra cuestión de interés es la disminución de capturas recogidas en el epígrafe “peces varios”. No se sabe con certeza qué especies forman parte de esta categoría pero es lógico pensar que el aumento general en el número de especies registradas en las estadísticas pesqueras sea en parte resultado de la disgregación de este epígrafe en varias especies a las que en momentos de poca pesca se les asigna un valor comercial que antes no tenían por si mismas.

El último de los grupos detectados por el análisis no es un grupo compacto, sino que existen variaciones importantes en la composición de las capturas entre años. Las capturas no caen mucho, sin embargo el número de especies consideradas aumenta en algo más del 30%, indicando una importante diversificación de las capturas.

Este patrón general de diversificación de la pesquería con caída de las capturas y búsqueda de nuevas especies para explotar no es nuevo. En general, ha ocurrido un serio declive en la abundancia de especies de ecosistemas marinos. Y se capturan cada vez especies de menor nivel trófico lo que puede suponer el desequilibrio en el sistema (Pauly *et al.*, 1998).

La complejidad de las relaciones entre las distintas especies de los ecosistemas marinos hace difícil predecir el efecto de la sobreexplotación de algunas especies en el resto de compartimentos del sistema, pero existen evidencias de que la pesca es el factor que más altera la estructura y funcionamiento de los ecosistemas marinos mediterráneos (Coll *et al.*, 2006,2007,2008)

El descenso en la biomasa de especies en niveles tróficos elevados, y de pequeños peces pelágicos se acompaña de un incremento de biomasa de especies en niveles tróficos inferiores. Este fenómeno se debe principalmente a la disminución de la presión por

depredación causada por la sobreexplotación de los depredadores y por la reducción de la presión por competencia por la captura de algunas especies de pequeños pelágicos, y es signo de degradación del ecosistema (Coll *et al.*, 2008).

Según el departamento de Pesca y Acuicultura de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), la merluza del Mediterráneo está sobreexplotada (FAO 2004, 2005). Esta especie que tiene un papel fundamental en el mantenimiento de la estructura de la red trófica, está al borde de la extinción ecológica, ya que está perdiendo interactuar significativamente con otras especies de la comunidad (Jackson *et al.*, 2001)

Resulta en cualquier caso difícil explicar el funcionamiento del sistema a partir de una información sesgada e incompleta cómo las estadísticas pesqueras. Las estadísticas de capturas y esfuerzo pesquero son el eslabón débil en el análisis de pesquerías, y en general están lejos de reflejar la realidad. En algunos casos se asume que representan apenas un tercio de las capturas reales (Farruggio *et al.* 1993). Esta situación está ligada directamente al hecho de que gran parte de la producción pesquera elude los controles habituales como auditorías.

La aplicación de nuevas tecnologías a las actividades pesqueras ha permitido a los pescadores faenar en mejores condiciones de seguridad y por tanto extender sus áreas de trabajo y diversificar el número de especies capturadas. En este sentido se ha establecido desde hace un par de décadas una situación de competencia por el espacio y los recursos entre embarcaciones “grandes” como arrastreros, cercos o palangreros, embarcaciones más pequeñas como trasmallos que ahora pueden alejarse más de la costa y faenar en áreas tradicionalmente reservadas a los barcos más grandes y potentes. Estas embarcaciones grandes, han ampliado su área de trabajo, pero no en la misma medida, ya que cuentan limitaciones como el número de horas que pueden estar en la mar al día o la distancia que pueden recorrer invirtiendo ese tiempo en navegar y no en la actividad pesquera en sí. Esta situación de competencia y la escasez de recursos han empujado al sector pesquero andaluz a una situación que parece imposible de mantener en el tiempo por un periodo prolongado de tiempo.

Uno de los mayores problemas del sector pesquero en Andalucía y que impiden la eficaz aplicación de medidas que puedan paliar el “desastre biológico” es la fragilidad económica del sector que depende en gran medida de subsidios y subvenciones. La política pesquera en la región agudiza la crisis pesquera año tras año, al subsidiar el combustible y hasta el 70% del coste de renovación de la flota. De este modo los armadores cada vez tienen menos ingresos por pesca, pero también menos gastos y en vez de dejar de faenar y reducir el esfuerzo de pescar permitiendo la regeneración del recurso, hacen lo contrario faenando el mayor número de horas diarias posibles aunque con eso sólo consigan pescar la última sardina. El resultado del

subsidio es el exceso de capacidad de la flota y la sobreexplotación de los recursos. La concesión de subsidios es un patrón general en todas las pesquerías del mundo (Jennings, Kaiser y Reynolds, 2006) e incrementan la probabilidad de que un caladero sea explotado más allá de sus límites biológicos, con el objetivo de mantener la industria pesquera y prevenir el colapso de las comunidades pesqueras. Sucede además que el sistema de reparto de las ganancias y subsidios favorece la precariedad en el sector. De las ganancias se restan los gastos de mantenimiento y operatividad del barco, de la parte restante la mitad es para el armador, el resto se reparte entre patrón y marineros de diferente forma, pero en general, el patrón se queda con un tercio de esa cantidad y el resto es repartido a partes iguales entre los marineros. Este sistema que ya se aplicaba en el siglo XVIII (Ríos Jiménez, 2004) y el desplome de las capturas conduce a la precariedad entre los pescadores, que completan su salario con los descartes que se llevan para consumo propio o para venta ilegal en algunos casos. En la mayor parte de los casos no pueden permitirse un paro biológico de apenas unos meses de duración y el cierre de la pesquería por motivos “conservacionistas” es una situación que conduciría a la pobreza a un número considerable de familias en la región.

El sector adolece de muchos problemas sociales y económicos que empujan a la política pesquera en una huida hacia delante hacia la búsqueda de nuevos caladeros y nuevas tecnologías que faciliten la captura de nuevas especies para evitar el desastre que supone el desplome de capturas en el litoral andaluz. Por ello se propone que la regulación de la actividad pesquera no se base únicamente en consideraciones biológicas, sino que incluya aquellos parámetros sociales y económicos que afectan a los pescadores. El conocimiento existente sobre los aspectos socioeconómicos del sector es aún más escaso que aquel que hace referencia a la situación biológica de las especies explotadas. Y las estadísticas que consideran número de empleados en la mar y en tierra son poco fiables debido al sistema de trabajo en muchos barcos.

Aunque no es objetivo principal de éste trabajo, el breve análisis de los datos disponibles proporciona idea de la delicada situación en que se encuentra el sector pesquero en Andalucía. Dependientes de los subsidios públicos y con graves problemas sociales, muchos pescadores culpan a los delfines de la falta de pesca.

9. ANÁLISIS Y MODELIZACIÓN DEL ESFUERZO PESQUERO.

Los datos utilizados para este trabajo han sido cedidos amablemente por la ONG Alnitak.

9.1.- INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Las pesquerías son depredadores marinos con pocas limitaciones (Trites *et al.*, 2006), capturan presas en gran variedad de niveles tróficos, tamaños, y profundidades. Tienen limitaciones técnicas, que cada vez son menores con la llegada de las nuevas tecnologías y tienen gran capacidad de explotación de recursos. Y tienen, por tanto, cada vez más probabilidades de competir directa o indirectamente con otros depredadores marinos por los recursos disponibles (Trites *et al.*, 2006).

En Andalucía, la mayor parte de la información disponible sobre la distribución espacial del esfuerzo pesquero proviene de los datos de desembarcos de modo que se tiene una idea general según el volumen de mercado de cada lonja y esta información está generalmente agrupada en cuadrículas establecidas por el Internacional Council for the Exploration of the Sea (ICES) y que corresponden cada una a un área de 0,5° de latitud y 1° de longitud. Sin embargo estos datos no tienen la resolución espacial y temporal necesaria para poder compararse directamente con la distribución de cetáceos u otros depredadores en la zona y presentan problemas cuando se quiere examinar qué caladeros o áreas marinas son las más explotadas. Este tipo de información es sin embargo esencial en la toma de decisiones de gestión y conservación de las poblaciones de mamíferos marinos que son requeridas por la legislación comunitaria (por ejemplo la creación de Lugares de Interés Comunitario (LIC's) marinos siguiendo la Directiva Hábitats de la Unión Europea) ([Directiva 92/43/CEE](#)).

La construcción de un modelo de distribución espacial del esfuerzo pesquero en el mar de Alborán y el Estrecho de Gibraltar, es, por lo expuesto anteriormente, necesaria para la evaluación de las interacciones potenciales entre mamíferos marinos y pesquerías. En este caso, además el diseño, y la toma de datos simultánea facilita la comparación entre ambos.

Con el objetivo de describir la distribución del esfuerzo pesquero en el área de estudio se construyó un modelo de selección de hábitat. En el modelo se relaciona la presencia o ausencia de barcos pesqueros (arrastreros y trasmalleros) faenando en áreas muestreadas y su abundancia relativa con variables ambientales medidas en esa área para después inferir la situación posible en áreas no muestreadas, o muestreadas con baja intensidad.

9.2.- MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio se dividió en 2571 cuadrículas de 2 minutos de latitud por 2 minutos de longitud, (Ver mapa 3.1). Cada una de ellas se caracterizó en función de variables geográficas (latitud y longitud, distancia a la línea de costa, distancia a la isobata de 200 metros de profundidad, distancia a la isobata de 1000 metros de profundidad y distancia al puerto pesquero más cercano), fisiográficas (profundidad, pendiente del fondo marino), oceanográficas (temperatura superficial del mar) y en función de su situación en planicies, cañones, montañas o escarpes submarinos. También se incluyeron tres variables temporales, el año, la estación del año, y el periodo de pesca obtenido mediante el análisis DCA de los desembarcos (Ver capítulo 8) Estas variables serán los predictores del modelo. La variable respuesta será la probabilidad de encuentro de barcos en cada una de las cuadrículas.

9.2.1.- Datos de campo relativos a barcos pesqueros

Los datos relativos a la presencia y posición de barcos pesqueros se obtuvieron durante las campañas dedicadas desde junio del año 2001 hasta marzo del año 2004. Las campañas de trabajo en el mar se realizaron durante los meses de enero, marzo, junio, julio, agosto, septiembre, y noviembre de cada año (excepto septiembre de 2002). Durante julio, agosto y septiembre se realizaron entre 18 y 22 transectos mensuales y en enero, marzo, junio, y noviembre entre 6 y 11 transectos por mes.

Los transectos se realizaron a bordo de la embarcación Toftevaag, propiedad de la ONG. Alnitak (Marine Environment Research and Education Centre). Estos transectos se dibujaban de puerto a puerto hacia mar adentro y de vuelta de forma lo más perpendicular posible a las isobatas. Se prolongaban entre 8 y 14 horas y cubrían de 30 a 50 millas náuticas a una velocidad constante de 5 nudos. Las singladuras se iniciaban al amanecer y se mantenían hasta el anochecer y mientras que las condiciones de la mar lo permitiesen.

Durante los transectos, observadores experimentados, realizaban continuas guardias de búsqueda cubriendo los 180° del horizonte frente al barco mediante rastreos a simple vista y con prismáticos (7x50 aumentos) alternativamente, en dos puestos de vigilancia ambos situados en cubierta a 2,5 metros sobre el nivel del mar.

En el caso de los barcos pesqueros, la probabilidad de avistamiento no está condicionada del mismo modo que en el caso de los delfines: las embarcaciones pesqueras son fácilmente reconocibles e identificables incluso con estado de la mar 2 en la escala Douglas y sin vigía experimentado en el mástil. El esfuerzo en todos los casos se suspendía con estados de la mar igual o superiores a 3 (el estado de la mar 3 en la escala Douglas corresponde a marejada).

Durante la realización de los transectos, cada 20 minutos y con cada cambio de rumbo, actividad o tipo de esfuerzo se anotaban los datos relativos a la navegación como la posición

del barco, (Latitud y Longitud) el estado de la mar, y la fuerza del viento. Desde el año 1995 se navegó con el programa informático LOGGER proporcionado por IFAW (International Foundation for Animal Welfare) que recoge la posición del barco a partir de un GPS, y la dibuja en una carta marina digital cada 60 segundos.

Se tomaban datos adicionales de los barcos cada vez que se avistaba un arrastrero o trasmallero. Para cada barco se tomaron los siguientes datos: fecha y hora, posición y rumbo del velero de investigación, ángulo y distancia en millas al barco pesquero avistado, tipo de barco y actividad que estaba realizando. El ángulo y distancia al pesquero avistado se tomaban con precisión gracias al radar del barco de investigación. Con estos datos es fácil obtener luego la posición exacta del pesquero.

9.2.2.- Datos ambientales de la zona de estudio

Los datos de las variables predictivas que se utilizaron en los modelos se obtuvieron de la cartografía existente y de imágenes de satélite.

La bibliografía, la experiencia previa y la cartografía disponible determinaron las variables a incluir en cada modelo. Para el modelo de barcos pesqueros se incluyeron 20 variables; longitud, profundidad, pendiente, diferencia de temperatura existente entre la cuadrícula y la media general de toda la zona de estudio (SSTDIF), la desviación estándar de las temperaturas medias semanales a lo largo de todo un año (SSTD), distancia a la línea de costa, distancia a la isobata de 200 metros, distancia a la isobata de 1000 metros, distancia al puerto pesquero más cercano y fisiografía del fondo. La Latitud no se incluyó en el modelo ya que la línea de costa y la isobatas discurren en dirección Este – Oeste (E –O) de forma paralela a los paralelos planetarios por lo que la latitud y la profundidad están correlacionadas.

- Longitud: Se midió la longitud en la posición central de cada una de las 2571 cuadrículas. Se obtuvo a partir de las cartas número 46A, 45A y 45B del Instituto Hidrográfico de la Marina española y de la carta número 6088 del Servicio Hidrográfico de la Marina francesa, y de sus versiones digitalizadas, y fueron posteriormente tratadas con el Sistema de Información Geográfica “ArcView”® de ESRI (Environmental System Research Institute. INC).
- Profundidad. Se consideró la profundidad media de la cuadrícula en metros, y se obtuvo de las mismas cartas náuticas de las que se obtuvieron latitud y longitud, y fue del mismo modo tratada con “Arc View”. En el mapa 3.2 se presenta la profundidad media de cada cuadrícula en toda el área de estudio.

- Pendiente. La pendiente se calculó como el desnivel máximo en la cuadrícula en metros de desnivel por Km. Esta variable se calculó a partir de los datos de profundidad y distancia a partir de las mismas cartas náuticas. En el mapa 3.3 aparece la pendiente de cada una de las cuadrículas.
- Temperatura superficial del mar (SSTSD y SSTDIF). La temperatura superficial del mar en grados centígrados se obtuvo de imágenes de satélite cedidas por el CREPAD (Centro de Recepción, Proceso, Archivo y Distribución de Datos de Observación de la Tierra) del Instituto Nacional de Técnicas Aeroespaciales (INTA). Estas imágenes obtenidas por el sensor AV del satélite NOAA tienen una resolución de píxel igual a 2 km² y tuvieron que ser procesadas a continuación con “Arc View” para calcular la temperatura en cada una de las cuadrículas en las que se dividió el área de estudio. Se utilizaron 2 variables relacionadas con la temperatura superficial del mar; la diferencia de temperatura existente entre la cuadrícula y la media general de toda la zona de estudio, SSTDIF, (de modo que obtenemos una variable que indica zonas generalmente más cálidas y zonas generalmente más frías), y la desviación estándar de las temperaturas medias semanales a lo largo de todo un año, SSTSD (lo que se traduce en una medida de la variabilidad anual de la temperatura superficial del mar). No se utilizó el valor de temperatura absoluto pensando en las diferencias que pudiesen existir entre años, de modo que se prefirió trabajar sólo con las variables antes mencionadas que dan idea de tendencias generales. Sólo se pudo disponer de imágenes de satélite de temperatura superficial del mar desde el año 1999 hasta el 2002 (inclusive), se decidió tomar el año 2000 como modelo para todos los cálculos. La inspección visual de las 208 imágenes (una por semana para cada año) no reveló diferencias importantes entre imágenes correspondientes a la misma semana en cada uno de los 4 años, reconociéndose en cada una de las imágenes el patrón general descrito en la literatura para cada estación. Los mapas 3.4 y 3.5 presentan ambas variables en la zona de estudio.
- Distancia a la costa. Medida desde el centro de cada cuadrícula hasta el punto de costa más cercano en línea recta. Se obtuvo a partir de los tratamientos digitalizados de las cartas náuticas antes mencionadas
- Distancia al puerto pesquero más cercano. Medida en millas náuticas. La flota de arrastreros y trasmalleros de Andalucía realiza pesca de bajura, vuelven a puerto cada noche por lo que la distancia a la que pueden alejarse del puerto está limitada. En jornadas de aproximadamente 12 horas de duración deben llegar al punto del lance, llevarlo a cabo, recoger la red y volver a puerto.

- Distancia a la isobata de 200 metros y distancia a la isobata de 1000 metros. Medidas desde el centro de cada cuadrícula hasta el punto más cercano en las isobatas de los 200 metros y 1000 metros en cada caso.
- Fisiografía del fondo. Se obtuvo a partir de los datos en las cartas náuticas utilizadas y mencionadas antes. Es la única variable no continua y se codificó en cuatro categorías, (1) cañones submarinos, (2) montañas submarinas, (3) escarpes, y (4) planicies.
- Año, y estación. Se incluyeron para evaluar los efectos de la temporalidad de algunas variables predictoras (cómo las relacionadas con la temperatura superficial del mar), y su posible relación con la distribución del esfuerzo pesquero.
- Periodo de pesca. Se define cada uno de ellos según los resultados del capítulo 8. Sólo hay datos disponibles de dos periodos (2001-2002 y 2003-2004).

9.2.3.- Modelización

Para la construcción de los modelos de selección de hábitat de delfines se utilizaron los programas estadísticos “Statistica” y la librería mgcv para R (StatSoft, Inc. 2004; Wood, 2004).

Se decidió trabajar con modelos aditivos (GAM) por la versatilidad que presentan, ya que permiten la inclusión de variables predictivas continuas y discretas y además son eficaces detectando patrones de relación no lineales entre la variable respuesta y las variables predictivas. Así se construyó un modelo de ocurrencia que permitiese la predicción de probabilidades de avistamiento en cada cuadrícula.

Para recoger la variabilidad existente en el número de millas navegadas en cada cuadrícula se consideran observaciones independientes cada una de las “pasadas” por cada una de las cuadrículas. Se comprobó previamente que la longitud de la pasada no estuviese relacionada con ninguna de las variables predictivas.

Sólo se incluyeron en el modelo final los datos concernientes a pesqueros que estuviesen faenando en la misma cuadrícula por la que pasaba el velero de investigación. Tampoco se incluyeron los datos de búsqueda tomados en domingo, ya que no se practica la pesca profesional ese día de la semana.

Para evaluar el efecto del año se construyó primero un modelo con esa única variable predictiva. Se utilizaron sólo los datos de los años 2001, 2001 y 2003, y se dejaron de lado los del año 2004, ya que en ese año sólo se navegó con esfuerzo de búsqueda durante los meses de enero y marzo cubriendo un área limitada. El modelo final se construyó con todos los datos disponibles.

En general se asume que:

- El tipo de barco fue identificado correctamente en cada ocasión.
- Todas las unidades de muestreo (pasadas por cuadrícula) tienen la misma probabilidad de avistar barcos pesqueros si éstos están presentes.
- La distribución de las variables que caracterizan los diferentes lugares o hábitats no cambian durante el período de estudio
- Los lugares disponibles fueron correctamente clasificados como usados o no usados
- Las variables utilizadas como predictores fueron correctamente medidas

Al ser la variable respuesta una tasa con gran proporción de valores igual a cero se construyeron los modelos utilizando el ajuste a una distribución binomial. Para seleccionar las variables incluidas en el modelo se utilizaron los criterios más habituales de significación estadística (se escogieron las variables con probabilidades menores de 0.05). También se realizó una exploración de los residuos del modelo para evaluar el correcto ajuste del mismo a los datos.

En general, el método más lógico para decidir qué términos deben incluirse en el modelo es comparar los valores GCV/UBRE (Validación cruzada generalizada/Estimador de riesgo no sesgado) de los modelos con y sin el término en cuestión. Cuando el método de selección de los términos de suavizado es UBRE (cómo en el caso de la librería *mgcv* en R usada en este trabajo), la selección del modelo por el valor de UBRE dará el mismo resultados que el *Akaike Information Criterion* (AIC, en este caso, el AIC usa los grados de libertad estimados (EDF) y no los grados de libertad (DF) cómo es habitual). Para la selección de los modelos adecuados se utilizó por tanto el AIC que pondera entre el ajuste del modelo y su complejidad. Se seleccionaron aquellos modelos con AIC menor, se considera que una diferencia superior a dos unidades en el AIC supone una mejora (o empeoramiento si el AIC aumenta) significativa del modelo. Por lo tanto se escogieron los modelos con menor AIC y cuando existieron varios modelos con diferencias de AIC inferiores a dos unidades, se escogieron aquellos más parsimoniosos.

La devianza presenta una distribución asintótica χ^2 , de modo que es posible comprobar el ajuste del modelo a los datos mediante una prueba χ^2 . El test clásico se construye comprobando si la devianza residual del modelo es inferior a lo que cabría esperar con sus

grados de libertad. La hipótesis nula es que el modelo se ajusta a los datos; de modo que valores de probabilidad altos indican ajuste y valores bajos indican desajuste.

Para evaluar el modelo se realizaron las pertinentes pruebas de calibración, comparando valores observados y valores predichos por el modelo para todo el conjunto de datos y calculando el coeficiente de correlación de Spearman entre ambas series de valores.

También se efectuó un análisis de validación cruzada, se construyeron 4 modelos cada uno de ellos con el 75% de los datos escogidos al azar (con las mismas variables predictivas que el modelo con todos los datos), y en cada ocasión se predijo el valor de la variable respuesta para el 25% de los datos restantes. El siguiente paso fue obtener los coeficientes de correlación de Spearman entre valores observados y predichos en cada uno de los cuatro casos, y calcular la media, que sirve de indicativo de la capacidad de evaluación del modelo. Para comprobar si el modelo predice mejor las presencias o las ausencias, los coeficientes de correlación también se calcularon únicamente para aquellas cuadrículas con presencia segura de barcos pesqueros (es decir, con valor de la variable respuesta distinto de cero).

Después de la validación, el modelo construido con todos los datos se utilizó para predecir la probabilidad de encuentro de barcos pesqueros en todas las cuadrículas del área de estudio, y finalmente se llevó a un entorno SIG (Sistema de Información Geográfica).

9.3.- RESULTADOS

El número total de pasadas en los años considerados asciende a 3950. En total se utilizaron para la construcción del modelo datos relativos a los 178 avistamientos de arrastreros y trasmalleros que acontecieron en la misma cuadrícula en la que se encontraba el barco de investigación.

Cómo primer paso, se comprobó que la longitud de cada pasada no está correlacionada con ninguna de las variables predictoras. Se comprobó también que el año no tiene efecto sobre la probabilidad de encuentro de barcos pesqueros, ya que el modelo que se construyó no encontró relaciones significativas entre ambas variables ($Z = 1.339$, $p = 0.181$).

El mejor de los modelos construidos con todos los datos es el que tiene cómo predictores las variables “profundidad”, “longitud”, y “distancia a la población pesquera” todas ellas significativas. Aun siendo el mejor, este modelo explica únicamente el 13.4% de la devianza. El valor de la R^2 ajustada es igual a 0.10. El resultado del test de la devianza mediante χ^2 es igual a 1 y se considera que el modelo se ajusta bien a los datos

En la tabla 9.1 se muestran la probabilidad asociada al estadístico utilizado, nivel de significación y coeficiente del término paramétrico del modelo. En la tabla 9.2 se presentan los valores correspondientes a los términos de suavizado de los predictores incluidos en el modelo.

Tabla 9.1. Resultados relativos al término paramétrico del modelo seleccionado

	Coeficiente	Error estándar	Valor Z	Probabilidad
Intercepto	-4.4321	0.3852	-11.51	<0.0001

Tabla 9.2. Resultados relativos a los términos de suavizado del modelo seleccionado. (Edf, son los grados de libertad estimados)

	Edf	χ^2	Probabilidad
s(profundidad)	2.567	8.160	0.0451
s(longitud)	7.365	22.108	0.0043
s(distpobl)	1.000	6.173	0.0264

La figura 9.1 presenta los valores de los residuos del modelo frente a los valores ajustados, y los valores ajustados por el modelo frente a los valores observados en la variable respuesta.

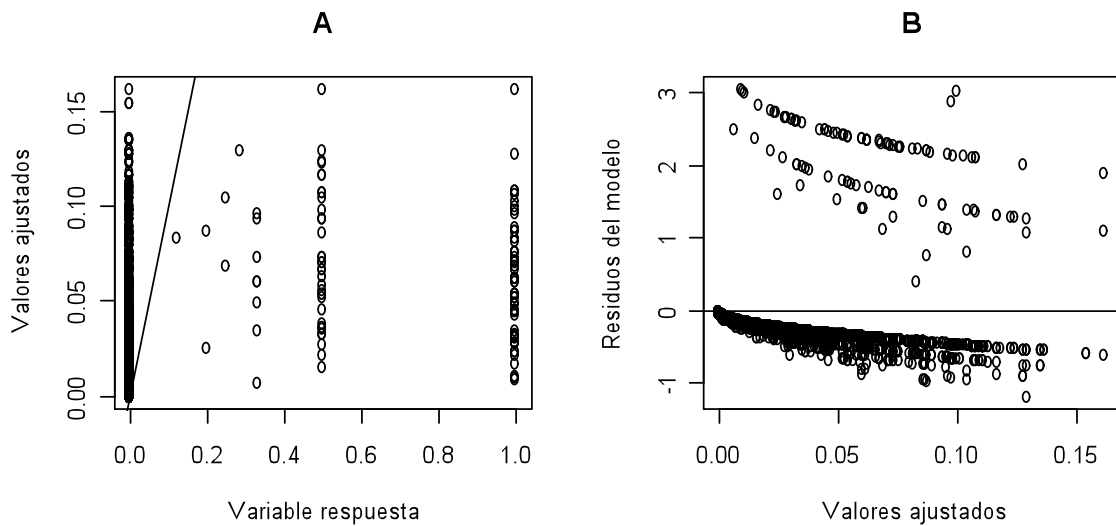


Figura 9.1. Gráfico de valores ajustados por el modelo (en el eje Y) frente a los valores observados (en el eje X) (A); y residuos del modelo (en el eje Y) frente a los valores ajustados (en el eje X) (B)

En la figura 9.2 se muestran los efectos parciales de cada una de las variables incluidas en el modelo y residuos del modelo a lo largo de cada una de ellas. Para facilitar la interpretación de los residuos del modelo, cada variable predictora se ha dividido en 10 rangos iguales y los residuos se muestran en diagramas de cajas.

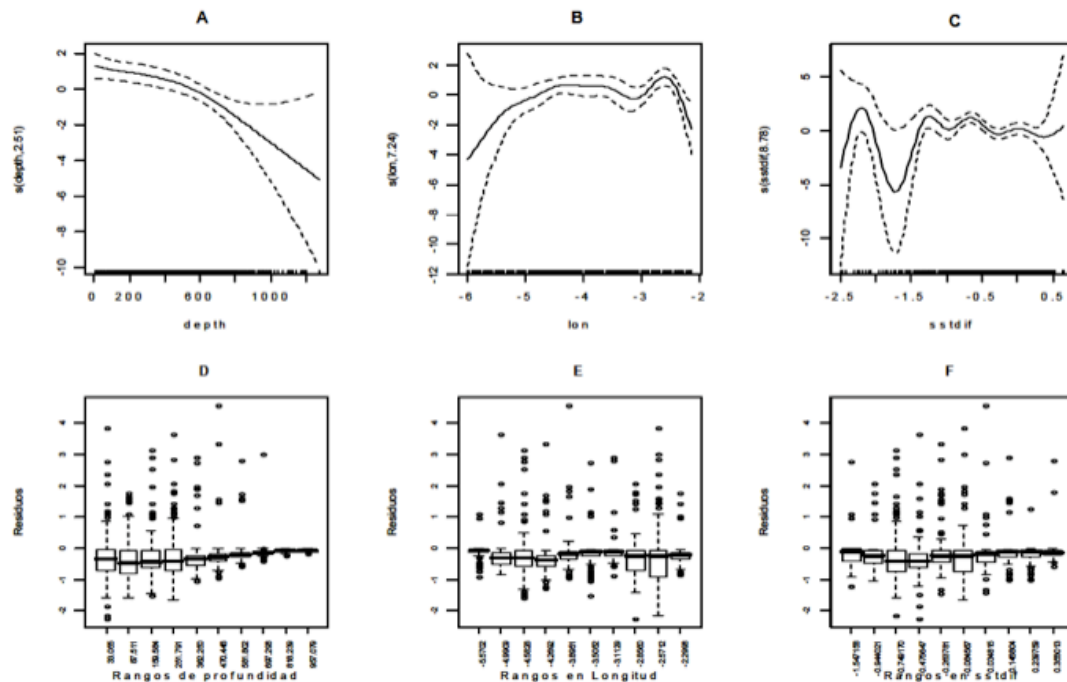


Figura 9.2.- Gráficos de efectos parciales del modelo para cada una de las variables predictoras (A) profundidad, (B) longitud, y (C) distancia a la población pesquera. Se muestran además los diagramas de cajas de los residuos del modelo a lo largo de cada una ellas, Profundidad (D), longitud (E), y distancia a la población pesquera (F).

La figura 9.3 representa los residuos de Pearson del modelo en sus coordenadas geográficas correspondientes.

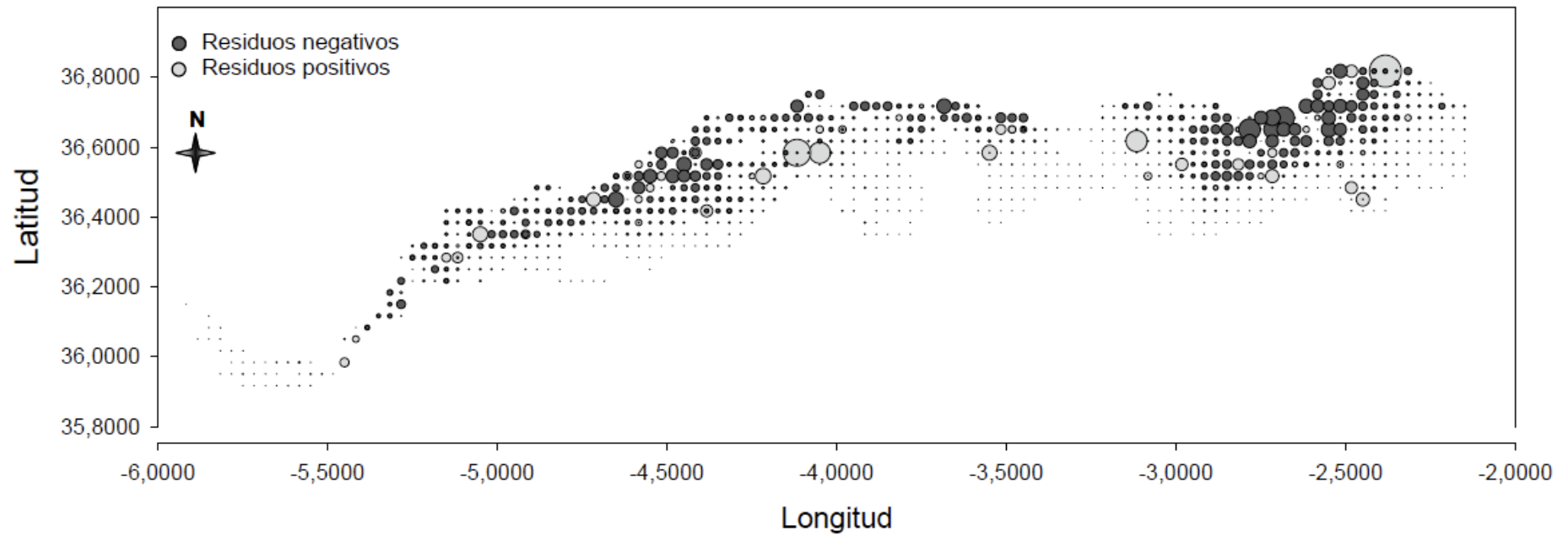


Figura 9.3.- Gráfico de residuos del modelo en sus coordenadas geográficas correspondientes. Los residuos positivos corresponden con lugares donde el modelo predice menor probabilidad de encuentro de la observada. Los residuos negativos corresponden a lugares donde el modelo predice mayor probabilidad de encuentro de la observada.

La media de los coeficientes de correlación de Spearman entre valores observados y predichos por cada uno de los 4 modelos construidos en la validación cruzada es igual a 0.32. La figura 9.4 muestra el gráfico de calibración de modelo para cada una de las variables incluidas.

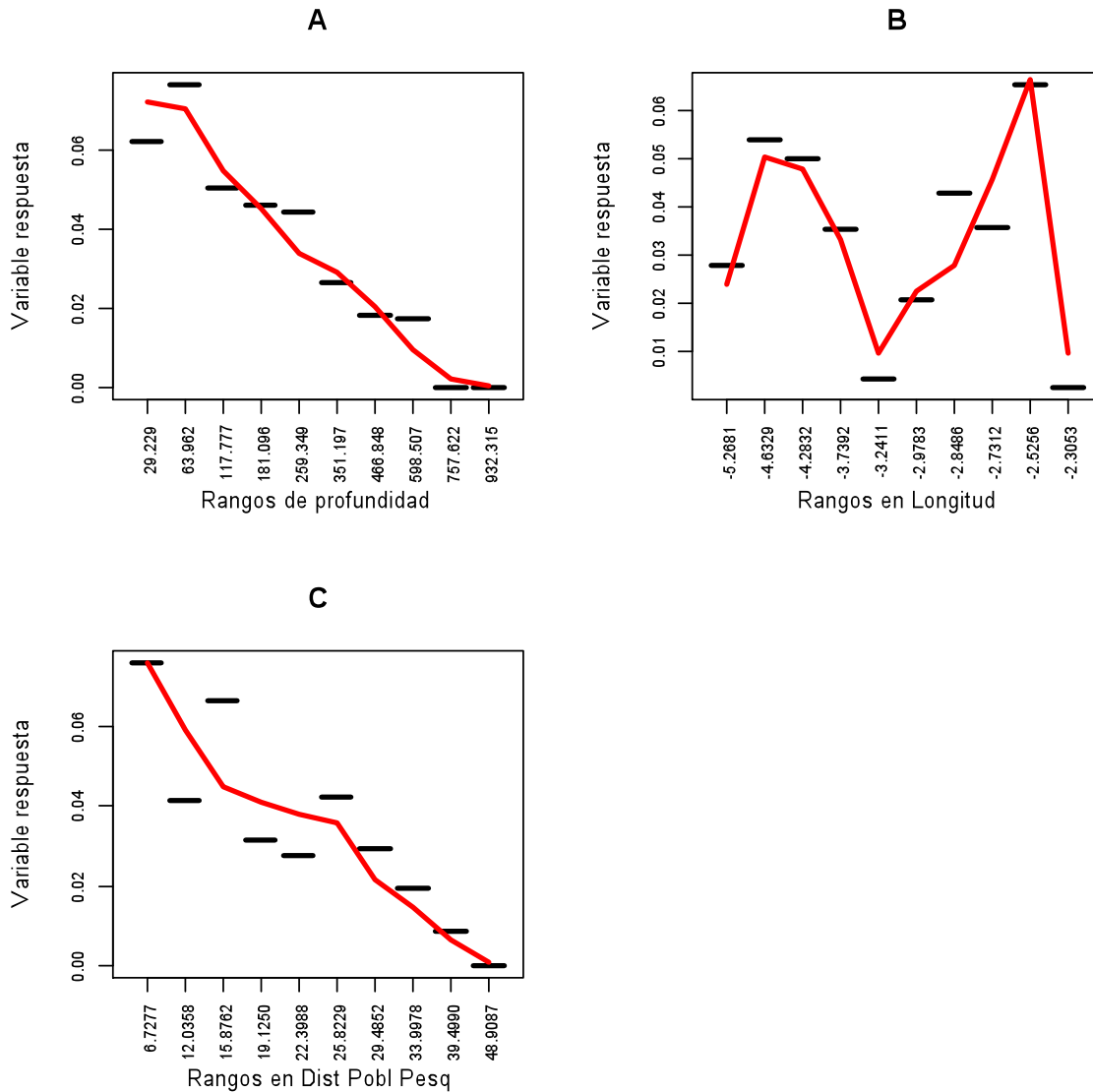


Figura 9.4.-Gráficos de calibración de las variable predictoras incluidas en el modelo: Profundidad (A), longitud (B), y distancia a la población pesquera (C). Las líneas negras son los valores medios observados en cada rango de las variables predictoras, y la línea roja es la predicción del modelo para el mismo conjunto de datos. Cuanto más cerca esté la línea roja de cada línea negra mejor será la calibración del modelo.

El resultado del proceso de evaluación para medir la significación estadística del modelo es aceptable de modo que teniendo en cuenta los problemas derivados de la incertidumbre del modelo y de la falta de cartografía e información que pudiese ser relevante en el trabajo, se consideró este modelo como el más apropiado para relacionar la presencia de embarcaciones pesqueras y las distintas variables ambientales disponibles. Se utilizó para predecir la

probabilidad de encontrar barcos pesqueros faenando en las cuadrículas no muestreadas del área de estudio. El mapa 9.1 muestra la predicción del modelo.

Las zonas más importantes para la pesca de arrastre y trasmallo son, según la predicción del modelo utilizado, la bahía de Almería, el área comprendida entre la línea de costa y el Seco de los Olivos en Almería, y la bahía de Málaga. Son lugares de menor importancia un área 25 millas al sur de la costa de Málaga (frente al puerto de Caleta de Vélez) en una colina submarina que asciende hasta unos 200 metros de profundidad desde aproximadamente 600, y la ensenada de Marbella.

9.4.- DISCUSIÓN

El mejor modelo disponible explica el 13.4% de la variabilidad de los datos pero los gráficos de calibración son lo bastante buenos como para asumir que el modelo funciona correctamente.

El modelo seleccionado incluye la profundidad como una de las variables significativas. A mayor profundidad menos probabilidad de encuentro con barcos pesqueros faenando. Se concentra el esfuerzo pesquero en profundidades entre 100 y 500 metros, evitando profundidades mayores de 1000 metros ya que el aparejo se complica demasiado y el beneficio obtenido no compensa el esfuerzo invertido. Además el tiempo requerido para alcanzar profundidades de más de 1000 metros limita el tiempo que pueden dedicar a faenar, de modo que el esfuerzo pesquero se concentra en aguas de la plataforma continental y en la caída del talud. Otra de las variables seleccionadas es la longitud, reflejando el menor esfuerzo de arrastre y enmalle en el área del Estrecho donde las artes de pesca predominantes son palangres artesanales. La tercera variable seleccionada por el modelo es la distancia al puerto pesquero, y es consecuencia lógica del sistema de pesca que obliga a las embarcaciones a estar en tierra a la hora de la subasta de pescado en la lonja a las 17:00 horas y por tanto alejarse demasiado reduce el tiempo dedicado a faenar.

Se predice una franja muy costera con alta intensidad de esfuerzo de pesca. Parece que la prohibición para los barcos de arrastre de faenar en áreas de menos de 50 metros de profundidad se compensa con la mayor presencia de barcos de trasmallo que faenan habitualmente en esas profundidades.

La bahía de Málaga, la bahía de Almería, son dos de las zonas con mayor intensidad de esfuerzo pesquero detectadas, ambas son relativamente poco profundas y poco escarpadas, y se encuentran cerca de los mayores puertos pesqueros del litoral Andaluz, Málaga, Fuengirola y Caleta de Vélez (en la provincia de Málaga) y Almería, Roquetas, y los barcos con base en

Adra (en la provincia de Almería) (Conserjería Agricultura y Pesca, Junta Andalucía 2004). Son los puertos más importantes en cuanto a número de embarcaciones y en cuanto a capturas y explotan de modo intensivo los recursos a su alcance. Aunque las dos capitales de provincia no viven únicamente de sus recursos pesqueros, ciudades como Adra, o Caleta de Vélez dependen básicamente de la pesca para su funcionamiento (Conserjería Agricultura y Pesca, Junta Andalucía 2004). La conservación de los recursos pesqueros es tema de trabajo y conversación habitual en ambas poblaciones.

El área al sur de Punta Entinas entre la costa y el Seco de los Olivos parece también interesante para la pesca. El Seco de los Olivos presenta condiciones de profundidad y pendiente ideales para la presencia de algunas especies de peces con elevado valor comercial como congrio, merluza o bacaladilla, especies que se encuentran en densidades elevadas en la plataforma y en talud continental del margen Norte del Mar de Alborán (Gil de sola 1994) y las áreas cercanas podrían estar beneficiándose del efecto de fuente de este lugar.

El litoral atlántico es objeto de arrastre de fondo en toda su extensión, la gran amplitud de la plataforma continental en esa zona facilitan la pesca desde el punto de vista logístico y es además hábitat de algunas de las especies de mayor valor comercial como rodaballo, acedías, y gamba blanca. El área de estudio no alcanza a cubrir más que una pequeña parte del litoral del Golfo de Cádiz y la intensidad de esfuerzo de arrastre y trasmallo detectada frente a Barbate son lo esperable dadas sus condiciones ambientales.

El modelo también predice intenso esfuerzo pesquero en una elevación submarina al sur de Caleta de Vélez. Esta área ha sido pobremente prospectada por el barco de investigación y lo único que se puede aseverar es que es un área potencialmente interesante para el encuentro con pesqueros. No es posible afirmar que sea un buen lugar para la pesca de arrastre y/o trasmallo, es posible que sea un caladero de gran calidad y también es posible que otras variables no medidas influyan en la cantidad y calidad de recurso que los pescadores puedan obtener en esa área. Hay dos formas de verificar la presencia o no de embarcaciones de arrastre, la primera es preguntar a los pescadores, pero en Caleta de Vélez, éstos son especialmente hostiles y no es fácil obtener información. La segunda opción, más complicada, pero que ofrece información fiable, es la realización de más transectos de investigación.

En el Estrecho de Gibraltar, no existe esfuerzo de arrastre de fondo ni trasmallo, y las artes de pesca utilizadas son otras (líneas de mano, palangres, volantas, etc.) debido a las características fisiográficas del área y la alta intensidad de tráfico marítimo existente que no permiten la maniobra de arrastre ni la existencia de paños fijos de trasmallo.

Aunque las aguas alrededor de la Isla de Alborán son un excelente caladero de pesca de arrastre de fondo y constituyen una Reserva de Pesca gestionada por el Ministerio de Pesca y

Agricultura (BOE, 233, de 29 de Septiembre de 1998), la predicción del modelo no las señala cómo lugar con elevada intensidad de esfuerzo pesquero. Esto se debe sin duda a la necesidad de un permiso especial para faenar en la zona y en la falta de refugio para las embarcaciones en caso de mal tiempo, que en cualquier caso deberían invertir entre dos y tres días considerando el tiempo de viaje y el de pesca efectiva.

Los datos utilizados para ajustar este modelo, se recogieron durante dos periodos distintos de los definidos con el análisis de correspondencias. Se tomaron datos desde el año 2001 hasta el año 2004, y el análisis de correspondencias muestra una diferencia importante en la composición de las capturas pesqueras de los años 2001 y 2002; y los años 2003 y 2004. Ambos periodos se caracterizan por la búsqueda y explotación de nuevos recursos tras el cierre del caladero marroquí, sin embargo ninguna de las variables temporales utilizadas (año, periodo de pesca (2001-2002 y 2003-2004) fueron significativas. Parece, por lo tanto que los mayores cambios se deben a la asignación de valor y precio a especies que antes simplemente se consideraban descartes, y a la explotación de unas pocas especies nuevas como la merluza del Senegal.

De todo lo expuesto anteriormente se concluye que existe un gran potencial para la existencia de interacciones entre delfines mulares y pesquerías en el litoral surmediterráneo andaluz. El mapa generado a partir del modelo muestra una situación en la que todo el litoral es objeto de pesca intensiva y sólo se han considerado los artes de arrastre de fondo y trasmallo, sin incluir en el análisis los lugares de pesca de palangres (presumiblemente más pelágicos) ni cercos.

También ha de tenerse en cuenta que la situación socioeconómica del sector pesquero es precaria y de difícil solución lo cual no facilita la implementación de medidas de gestión de los recursos o de protección de otras especies como pueden ser los delfines, que hasta ahora se han limitado a una “huida hacia delante” (subsidios para todo) agravando el problema.



SECCIÓN V.- INTERACCIONES:

10.- INTERACCIONES ENTRE CETÁCEOS Y PESQUERÍAS

11.- DISCUSIÓN GENERAL

12.- CONCLUSIONES

10.- INTERACCIONES ENTRE CETÁCEOS Y PESQUERÍAS

10.1.- INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Las interacciones entre mamíferos marinos y pesquerías pueden ser operacionales -daños causados por los mamíferos marinos a las artes de pesca; reducción de capturas; y/o daños (o muerte) sufridos por los mamíferos marinos a causa de las operaciones pesqueras-, o biológicas (fundamentalmente interacciones de depredación). Dentro de este último grupo se pueden encontrar distintos tipos de relación entre ambos, competencia, depredación, parasitismo y mutualismo.

Las interacciones operacionales, y especialmente las capturas accidentales en artes de pesca han sido tradicionalmente (y aún son) motivo de preocupación entre la comunidad científica ya que amenazan seriamente la supervivencia de algunas especies de mamíferos marinos (Leatherwood y Reeves, 1983; Di Natale, 1989; Lal Mohan, 1990; Notarbartolo di Sciara, 1990; UNEP, 1990; Vidal, 1990, Northridge, 1992; Alverson *et al.*, 1994; Silvani *et al.*, 1999; D'agrosa *et al.*, 2000; CBI, 2001; CBI, 2002; DeMaster *et al.*, 2001; Tudela *et al.*, 2005; Read *et al.*, 2006; Rojas-Bracho *et al.*, 2006; Turvey *et al.*, 2007; Hamer *et al.*, 2008 Zhao *et al.*, 2008).

Hay menos ejemplos de interacciones biológicas, pero a causa del gran tamaño, de la abundancia, y de la distribución ubicua de los mamíferos marinos se piensa que tienen gran influencia sobre la estructura y función de los ecosistemas de los que forman parte y que además pueden tener efectos importantes en las poblaciones de presas que son de interés económico para los humanos (Katona y Whitehead, 1988; Bowen, 1997).

Este tipo de interacciones, y especialmente la competencia entre mamíferos marinos y pesquerías raramente ha sido probada sin ningún tipo de dudas (Kaschner, 2004; Kaschner y Pauly, 2004) y sólo existe cuando tanto los mamíferos marinos como las pesquerías consumen las mismas presas, en las mismas áreas geográficas y a las mismas profundidades, y además cuando la eliminación de uno de los competidores supone una mayor disponibilidad de alimento para el otro.

Sí está comprobado que en ocasiones los cetáceos obtienen beneficios al arrebatar las capturas a los pescadores de las artes de pesca. Este tipo de situaciones son cada vez más frecuentes (Ashford *et al.*, 1996; Casale, 2002; Hooker, 2004, Esteban, 2008), y los pescadores las perciben como hostiles. Aunque la comunidad científica acepta que el proceso más influyente en la funcionalidad de los ecosistemas marinos es la pesca (Jackson *et al.*, 2001) y que la sobreexplotación de recursos pesqueros ha alterado la estructura de muchos ecosistemas, disminuyendo el nivel trófico medio y acelerando el ciclo de nutrientes (Trites *et*

al., 2006), en varios ecosistemas marinos, en los que se han comparado la ingesta de los mamíferos marinos con las capturas pesqueras, se ha encontrado que los mamíferos marinos consumen tanta o más biomasa que las pesquerías (Bax, 1991; Markussen *et al.*, 1992; Kenney *et al.*, 1997). Este resultado ha llevado a algunos autores a plantearse la necesidad de cazar algunas especies de cetáceos para rebajar los niveles de competencia con el hombre (Stefansson *et al.*, 1997).

En el mar Mediterráneo la coexistencia de delfines y asentamientos humanos es conocida desde hace casi 2400 años Aristóteles ya los nombraba en *Historia animalium*, y Plinio el Viejo hablaba de ello en su *Naturalis Historiæ* hace unos 2000 años. La historia de los asentamientos humanos en el mar Mediterráneo está íntimamente ligada a las áreas costeras, donde se ha ido aprovechando la disponibilidad de alimento que suponía el pescado cercano a la costa. Aunque no está datado parece que la presencia de orcas en el estrecho de Gibraltar también se conoce desde hace tiempo y la toponimia del lugar incluye al menos un nombre (Cabo Espartel) que hace referencia a la especie (esparte o espadarte es la denominación local de la especie). La relación entre orcas, atunes rojos y artes de pesca se conoce en el área desde hace cientos de años, y los documentos de la casa de Medina Sidonia relatan la utilización de modelos de orcas de madera para conducir a los atunes hacia las almadrabas en el s.XVIII (Florido del Corral, 2006).

Hasta la llegada de la revolución industrial a la pesca profesional en el s.XX había recursos suficientes para pesquerías y cetáceos y no parece probable que la presencia de ninguna de las partes afectase significativamente a las tasas de crecimiento poblacional de la otra parte. En ese momento comenzó la explotación de recursos más alejados de la costa, a más profundidad y durante más tiempo, y en la actualidad las nuevas tecnologías han aumentado drásticamente la capacidad de captura de especies de todos los niveles tróficos (Pauly *et al.*, 2003; 2003). Con la sobrepesca, la disponibilidad de recurso se convierte en un factor limitante en el crecimiento y desarrollo de las poblaciones humanas, que son más eficaces en la captura de los pocos peces que quedan y podrían desplazar a otros depredadores marinos incluyendo los delfines.

De hecho la competencia por recursos con pesquerías es una de las amenazas mas importantes para las poblaciones de delfines mulares del mar Mediterráneo (Reeves y Notarbartolo di Sciara, 2006), y la sobrepesca y la competencia directa por los recursos se consideran una de las causas fundamentales en el declive de los delfines comunes (la otra especie de delfín de hábitos costeros), en la región (Cañadas 2006, Bearzi, 2008). En algunos lugares del Mediterráneo como las islas Baleares o el mar Adriático, los delfines mulares y la flota de arrastre de fondo se pueden considerar especies simpátricas, (Gonzalvo *et al.*, 2008).

Cualquier discusión sobre las interacciones entre mamíferos marinos y pesquerías debería considerar al resto del ecosistema. Varios autores han mostrado la necesidad de utilizar técnicas complejas de modelización de ecosistemas que incluyan la dimensión espacial del problema (Bogstad *et al.*, 1997; Stefansson *et al.*, 1997; Pauly *et al.*, 2000). Sin embargo estos modelos requieren una cantidad de datos no siempre disponibles, e incluso la Comisión Ballenera Internacional considera que los modelos dinámicos y multiespecíficos no son siempre adecuados para predecir interacciones entre mamíferos marinos y pesquerías (CBI 2008) por la falta de datos suficientes para su correcta parametrización.

En cualquier caso la evaluación del solapamiento espacial y la estimación de la biomasa extraída por cada uno de ellos, es esencial en la evaluación del impacto de los mamíferos marinos en las pesquerías y de las pesquerías en los mamíferos marinos, y un buen punto de partida (Kenney *et al.*, 1997; Boyd, 2002; Pitcher *et al.*, 2002; Hooker, 2004).

Las estimas de biomasa extraída por parte de los cetáceos se calculan habitualmente a partir de la ingesta diaria de alimento. Como apenas hay medidas directas de consumo (salvo para unas pocas especies en situación de cautividad) estas cantidades se estiman a partir de modelos indirectos (Leaper y Lavigne, 2002). La mayoría de los métodos para estimar el consumo aplican formulas más o menos generales relacionadas con el peso y el tamaño de la especie. Ya que las tasas metabólicas de los mamíferos marinos no son significativamente diferentes de las de mamíferos terrestres de similar tamaño (Lavigne *et al.*, 1986, Innes *et al.*, 1987; Innes y Lavigne 1991), lo habitual es usar ecuaciones y parámetros similares a los propuestos por Kleiber (1975).

En el mar de Alborán y el estrecho de Gibraltar todavía se carece de mucha de la información necesaria para la construcción y parametrización de modelos multiespecíficos que reflejen sistemas tan complejos, pero sí hay datos suficientes para abordar de forma sencilla el solapamiento espacial entre delfines mulares, y arrastreros y trasmalleros, además de para analizar la coincidencia en hábitos tróficos entre delfines mulares, y orcas y pesquerías.

Los objetivos de este capítulo son por tanto:

- Evaluar el grado de solapamiento en el uso del hábitat entre delfines y pesqueros, considerando en un primer caso todas las áreas usadas por delfines y posteriormente sólo aquella usadas para alimentación. Este análisis no se realiza en orcas, ya que el conflicto está claramente localizado en el área de pesca de atún rojo del estrecho de Gibraltar (Esteban 2008).
- Evaluar el grado de coincidencia entre las especies de mayor interés comercial capturadas por la pesquería y las especies que forman parte de la dieta de delfines y orcas.

- Estimar la ingesta anual de pescado de las poblaciones de delfines mulares y orcas del mar de Alborán y estrecho de Gibraltar y comparar esas estimas con los desembarcos pesqueros en la zona.

10.2.- MÉTODOS

10.2.1.-Solapamiento espacial

El primer paso en la identificación de posibles interacciones entre delfines y pesquerías es averiguar si hay solapamiento en sus áreas de distribución preferidas. Este análisis, permite determinar cuales son los lugares potencialmente más conflictivos.

En el caso de los delfines mulares, las áreas con mayor potencialidad de conflicto se identificaron tomando las predicciones del modelo de distribución espacial del esfuerzo pesquero y se multiplicaron por las predicciones de probabilidad final de encuentro de delfines (aquella que combinaba los modelos de ocurrencia y abundancia) para cada una de las cuadrículas del área de estudio. El resultado final es un mapa de probabilidad de encuentro conjunta. El mismo proceso se llevo a cabo con las predicciones del esfuerzo pesquero y de la presencia de delfines alimentándose o buscando alimento.

10.2.2.-Solapamiento trófico

Se compararon las composiciones específicas de la dieta de los delfines mulares (en el estrecho de Gibraltar y el mar de Alborán) y de las orcas (en el estrecho), con las estadísticas pesqueras para evaluar el grado de coincidencia. Estos datos de pesquerías son de dominio público y se obtuvieron de las páginas web y publicaciones de la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía y de Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. Se determinaron de este modo las especies de peces e invertebrados que son recursos interesantes tanto para los cetáceos cómo para las pesquerías.

Se decidió por tanto estimar la ingesta total anual por parte de la población de delfines y compararla con las capturas pesqueras del mismo periodo de tiempo. Se han calculado tres estimas de ingesta: dos para delfines mulares (una para el estrecho de Gibraltar y otra para el mar de Alborán) y una para orcas.

Para la estima de la ingesta de alimento se ha utilizado una ecuación basada en el modelo propuesto por Trites *et al.* (1997):

$$[1] \quad Q_i = 365 \sum_s N_{i,s} R_{i,s}$$

Donde la ingesta anual (Q) de la especie i se asume cómo la ingesta diaria multiplicada por 365. El consumo diario se calcula según el número de individuos (N) del sexo s de la especie i , y el índice de consumo diario (R) de los individuos del sexo s de la especie i . El consumo diario se estima a partir del peso medio (W) de los individuos del sexo s de la especie i .

El consumo diario de alimento se calculo atendiendo a los requerimientos energéticos según el peso del individuo y utilizando diversos índices metabólicos y fisiológicos. La expresión para tal cálculo se obtuvo del trabajo de Trites *et al.* en 1997 y se presenta a continuación:

$$[2] \quad R_{i,s} = a_R * W_{i,s}^{b_R}$$

Donde $R_{i,s}$ es la tasa de consumo diario para ejemplares de la especie i y el sexo s ; $W_{i,s}$, es el peso medio para ejemplares de la especie i y el sexo s , y los coeficientes a_R , y b_R se obtuvieron del trabajo de Innes y colaboradores (1987).

El peso medio de los ejemplares se estimó utilizando las rectas de regresión propuestas por Trites y Pauly en 1998. El cálculo se realizó según la siguiente expresión:

$$[3] \quad \text{Log}_e W_{i,s} = a_{i,s} + b_{i,s} * \text{Log}_e L_{\max_{i,s}}$$

Donde $\text{Log}_e W_{i,s}$ es el logaritmo neperiano del peso medio de los ejemplares de la especie i y sexo s , L_{\max} es la longitud máxima encontrada en animales de las especie i y sexo s . Y donde $a_{i,s}$ y $b_{i,s}$ son coeficientes de regresión específicos para cada sexo establecidos por Trites y Pauly (1998) a partir de modelos de regresión realizados para 30 especies de mamíferos marinos con curvas de crecimiento y tablas de vida conocidas.

Posteriormente se combinaron las estimas de ingesta de alimento de toda la población con el resultado de los modelos de mezcla isotópicos y los desembarcos de las especies de interés para evaluar qué especies suponen mayor riesgo de conflicto con los pescadores. Para las especies identificadas cómo recursos importantes en la dieta de los delfines, se calculó la cantidad de biomasa capturada y el porcentaje de extracción que corresponde a cada uno de los dos depredadores (delfines y pesquerías)

10.2.3.1.- Delfines mulares

En el caso de los delfines mulares (tanto del mar de Alborán como del estrecho de Gibraltar), el peso medio por ejemplar se calculó utilizando la longitud máxima para machos y hembras medida en individuos varados en la zona. Los datos de longitud fueron proporcionados por el CREMA (Centro de Recuperación de Especies Marinas Amenazadas) de Málaga. Los valores de a y b para machos y hembras utilizados en la ecuación 3 ($a_{hembras} = -9.003$; $a_{machos} = -8.702$ y $b_{hembras} = 2.432$; $b_{machos} = 2.382$) se obtuvieron del trabajo de Trites y Pauly de 1998.

Se desconoce la proporción de sexos en la población de modo que se asume que es un 50% de machos y un 50% de hembras. Tampoco se conoce la proporción de juveniles por lo que en las estimas de ingesta diaria (ecuación 2) se utilizaron los valores generales para odontocetos de cualquier grupo de edad calculados por Innes y colaboradores (1987) ($a_R = 0.258$, $b_R = 0.69$).

En la estima de ingesta de los delfines mulares del mar de Alborán se utilizaron los tamaños de población calculados por Cañadas y Hammond (2006) para el periodo de tiempo 2000-2003. También se utilizaron los tamaños de población estimados mediante fotoidentificación en el marco del proyecto LIFE “Conservación de tortugas y cetáceos en Murcia y Andalucía” (Informe final LIFE NAT/0686). En la estima de ingesta del Estrecho de Gibraltar se utilizó la abundancia de la especie calculada por Pérez y colaboradores (2006).

10.2.3.2.- Orcas

La proporción de machos, hembras y juveniles de las orcas del estrecho de Gibraltar, se conoce gracias al trabajo de Esteban y colaboradores en 2008. En este año el 22,1% de la población eran crías, el 19,1% juveniles y subadultos, el 44% de los animales eran hembras adultas, y el 13,95 de los individuos de la población eran machos adultos. A causa del dimorfismo sexual de la especie es posible que algunos animales catalogados como hembras adultas sean en realidad machos subadultos, pero ante la semejanza de tamaños se asumen tasa de ingesta de alimento similares.

En mamíferos marinos, la lactancia tiene un elevado coste energético, (Pérez y Money, 1986) de modo que las hembras lactantes deben incrementar su ingesta calórica. No hay información específica sobre este aumento en orcas de modo que se ha decidido estimar la ingesta diaria de las crías lactantes utilizando las ecuaciones de los animales juveniles, y asumir que sus madres deberán incrementar su ingesta diaria de alimento al menos en esa cantidad.

No hay apenas registros de varamientos de orca en el área de estudio (únicamente un ejemplar varado en 2005 en Algeciras) de modo que se utilizó directamente el peso medio estimado para machos y hembras por Trites y Pauly (1998), 1974Kg para las hembras y 2587Kg para los machos adultos. Para los juveniles se asume una longitud media de 450cm, el peso de estos individuos se calculó a partir de las ecuaciones de crecimiento obtenidas de animales en cautividad (Clark *et al* 2000). Para las crías se utilizó el peso al nacer que es de aproximadamente 160Kg (Reeves *et al* 2002).

En las estimas de ingesta diaria (ecuación 2) se utilizaron distintos coeficientes dependiendo de si se trata de animales adultos o juveniles ($a_{Radultos}=0.313$, $b_{Radultos}=0.66$; $a_{Rjuveniles}=0.178$, $b_{Rjuveniles}=0.76$) obtenidos del trabajo de Innes y colaboradores (1987).

Para las orcas se calcularon 4 estimas de ingesta según dos factores importantes; (1) el tiempo de permanencia de las orcas en el área, y (2) la interacción probada, o no, con atuneros. Según los trabajos previos con la especie, las orcas están presentes al menos desde marzo hasta octubre en el área, pero es posible que las orcas estén presentes todo el año y no se hayan encontrado a causa del bajo esfuerzo de búsqueda en invierno (Esteban, 2008). Así, se obtuvieron dos estimas para el total de la población asumiendo en una de ellas presencia durante todo el año y en la otra presencia de marzo a octubre, y del mismo modo se calcularon otras dos estimas para los animales de los pods azul, verde y amarillo (que interaccionan directamente con la pesquería de atún rojo en el área) una asumiendo presencia todo el año y otra asumiendo presencia desde marzo a octubre.

10.3.- RESULTADOS

10.3.1.-Solapamiento espacial

Los mapas 10.1 y 10.2 muestran los resultados del cruce de predicciones, el primero muestra los lugares de solapamiento de uso de hábitat entre delfines y pesquerías, y el segundo muestra las áreas de posible conflicto entre pesquerías y áreas de alimentación de delfines. Para facilitar la lectura e interpretación de estos resultados se muestran a continuación dos versiones simplificadas de los mismos mapas (Figuras 10.1 y 10.2).

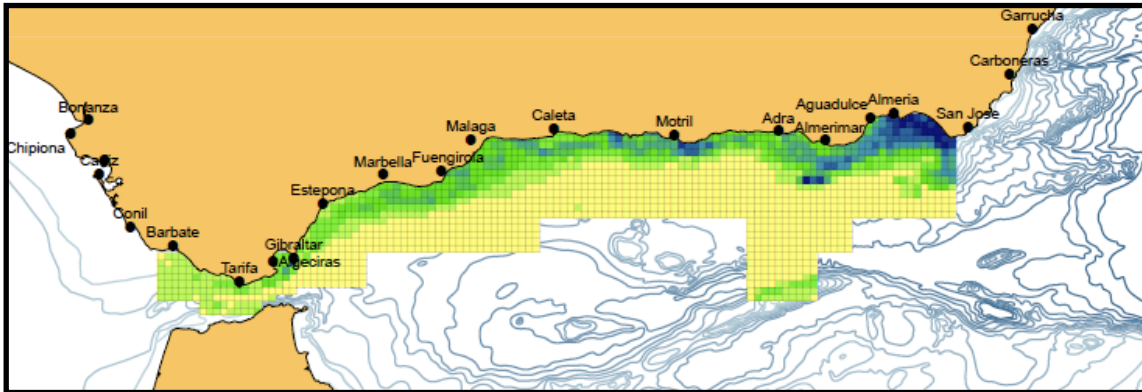


Figura 10.1.- Versión simple del mapa 10.1, que muestra las áreas de solapamiento entre la distribución de delfines mulares y áreas de mayor esfuerzo pesquero en el mar de Alborán y estrecho de Gibraltar. Los colores cálidos indican menor probabilidad de interacción y los fríos son indicativos de mayor probabilidad de interacción.

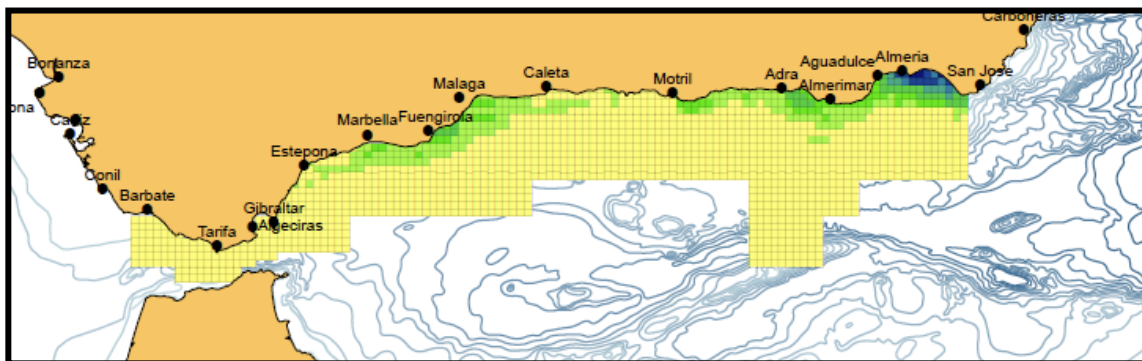


Figura 10.2.- Versión simple del mapa 10.2, que muestra el solapamiento entre áreas de alimentación de delfines mulares y áreas de mayor esfuerzo pesquero en el mar de Alborán y estrecho de Gibraltar. De nuevo los colores cálidos son áreas de menor probabilidad de interacción y los fríos son indicativos de áreas con mayor probabilidad de interacción.

El primero de los dos mapas mostrado muestra las áreas de solapamiento entre las distribuciones de delfines y pesquerías, es decir las áreas de conflicto potencial entre ambos.

Generalizando se puede decir que es susceptible de conflicto toda la franja litoral hasta una profundidad de unos 400 metros. Además, también es área de posible conflicto la reserva de la Isla de Alborán. Hay algunos lugares que son especialmente interesantes, la bahía de Almería, sobre todo la mitad oriental, el conjunto volcánico al sur de Almería conocido como el Seco de los Olivos, y un área relativamente pequeña frente a la costa de Motril en la provincia de Granada.

10.3.2.-Solapamiento trófica

10.3.2.1.- Delfines mulares

Según los resultados del modelo de mezcla isotópico, se han identificado hasta 10 especies que podrían tener presencia significativa en la dieta de los delfines mulares del mar de Alborán (chicharro, voraz, aligote, boquerón, alacha, trompetero, caballa, merluza, besugos y boga) y 4 especies con presencia significativa en la dieta de los animales del estrecho de Gibraltar (dorada, baila, merluza, lubina). De ellas, al menos 7, se identifican como especies de elevado interés comercial a partir de los resultados del análisis de pesquerías; el chicharro, el aligote, el boquerón, la alacha, la caballa, la merluza, y la boga.

A partir de los datos de longitud animales varados proporcionados por el CREMA (Centro de Recuperación de Especies Marinas Amenazadas, de Málaga) y las ecuaciones descritas en la metodología, se ha estimado un peso medio de 204,11 Kg para los machos y 164,08 Kg para las hembras de la especie en el área y una ingesta diaria de alimento de 10 Kg para los machos y cerca de 9 Kg para las hembras. Con esos datos, y las estimas de tamaño de población disponibles se han calculado la ingesta anual de toda la población que se presentan en la tabla 10.1.

Tabla 10.1.- Estimaciones de ingesta de la población de delfines mulares del mar de Alborán y estrecho de Gibraltar con diferentes tamaños de población calculados con varios métodos y para distintos periodos de tiempo. Se muestran además el peso medio, la ingesta diaria y la ingesta anual para machos y hembras de la especie calculadas según las ecuaciones descritas en el texto.

Estima puntual Alborán (Cañadas y Hammond 2006)	Abundancia	Peso medio (Kg)	Ingesta diaria (Kg)	Ingesta anual (KG)	Ingesta población total (Kg)
Machos	292	204,11	10,1	3696	1079230
Hembras	292	164,086	8,7	3179	928315
Total	584				2007545
95 % Inferior					
Machos	139	204,1	10,1	3696	513743
Hembras	139	164,1	8,7	3179	441904
Total	278				955647
95% Superior					
Machos	372	204,1	10,1	3696	1374909
Hembras	372	164,1	8,7	3179	1182648
Total	744				2557558
Estima puntual Fotoidentificación Alborán 1995-1998					
Machos	223	204,1	10,1	3696	824206
Hembras	223	164,1	8,7	3179	708953
Total	446				1533160
Estima puntual fotoidentificación Alborán 1999					

Machos	349	204,1	10,1	3696	1289902
Hembras	349	164,1	8,7	3179	1109528,696
Total	698				2399429
Estima puntual fotoidentificación Alborán 2000-2001					
Machos	168	204,1	10,1	3696	620927
Hembras	168	164,1	8,7	3179	534099
Total	336				1155026
Estima puntual fotoidentificación Alborán 2002-2004					
Machos	218	204,1	10,1	3696	805726
Hembras	218	164,1	8,7	3179	693057
Total	436				1498784
Estima puntual 2004 Estrecho (Perez et al 2006)					
Machos	115,5	204,1	10,1	3696	426887
Hembras	115,5	164,1	8,7	3179	367193
Total	231				794080
Estima puntual 2005 Estrecho (Perez et al 2006)					
Machos	129	204,1	10,1	3696	476783
Hembras	129	164,1	8,7	3179	410112
Total	258				886895

Para poner estas cifras en relación con los desembarcos pesqueros se presenta la figura 10.3, que muestra todas las estimas de ingesta calculadas para las poblaciones del delfín mular en el estrecho de Gibraltar y mar de Alborán y los desembarcos pesqueros en la misma zona. Las capturas por parte de los delfines mulares ente 2000 y 2003, son un orden de magnitud menor que las correspondientes a las pesquerías en la misma época (2557 Tm por parte de los delfines y 26581Tm por parte de las pesquerías).

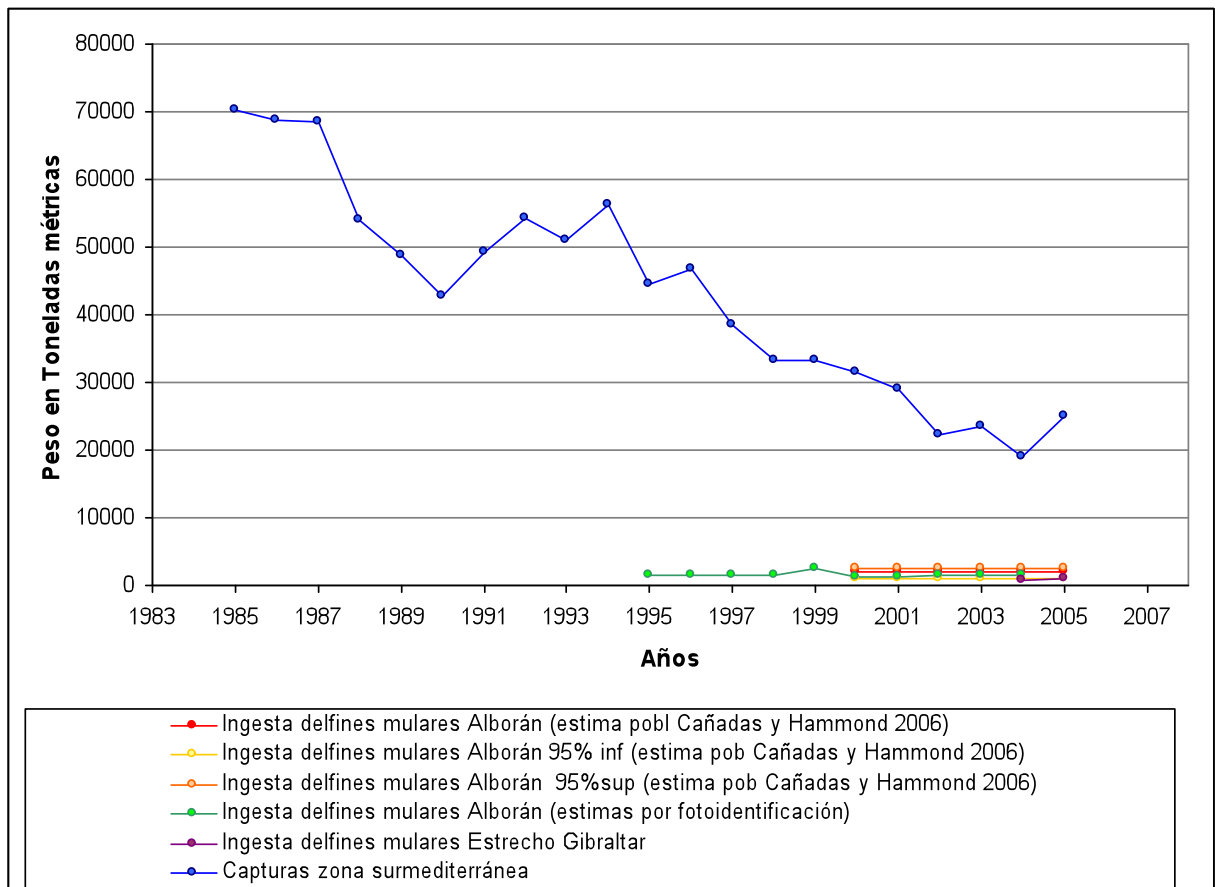


Figura 10.3.- Representación gráfica de los desembarcos pesqueros y las distintas estimas de ingesta anuales de las poblaciones de delfines mulares del mar de Alborán y estrecho de Gibraltar.

Combinando los resultados de las estimas de ingesta (los obtenidos a partir de los tamaños de población de Cañadas y Hammond, 2006) y los valores conseguidos de los modelos de mezcla isotópica se obtienen los porcentajes de cada recurso consumidos por la población de delfines y por las pesquerías. Los resultados de este análisis para el área de Alborán se presentan en la figura 10.4 y en el área del estrecho en la figura 10.5.

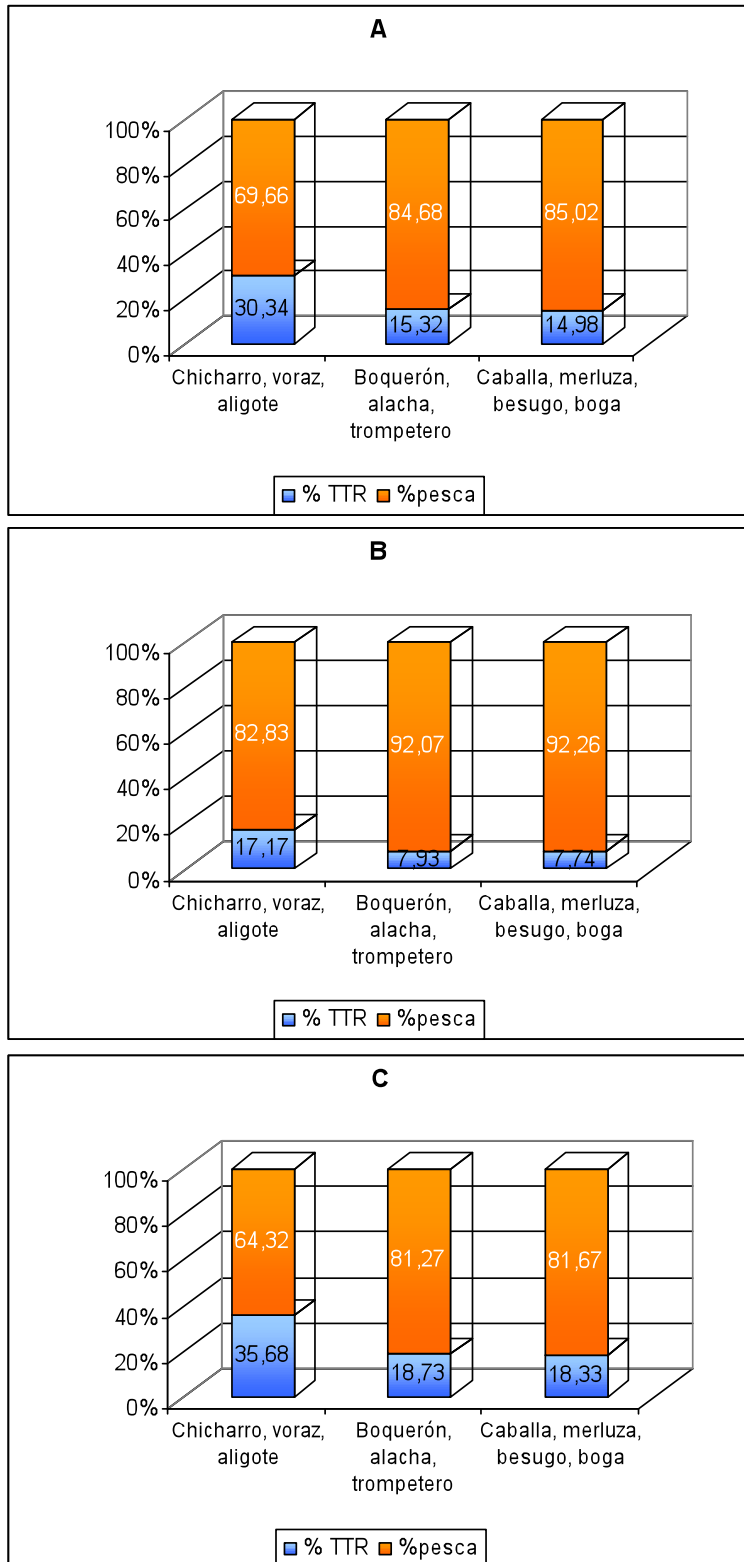


Figura 10.4.- Porcentajes de extracción de las especies de interés correspondientes a la pesca y a la población de delfines mulares en el área de Alborán. Para estos cálculos se han utilizado las estimas de ingesta obtenidas a partir de los tamaños de población proporcionados por Cañadas y Hammond en 2006. La figura A corresponde a la estima puntual, la figura B corresponde al intervalo de confianza 95% superior y la figura C al intervalo de confianza 95% inferior. Se presentan en azul los porcentajes de delfines mulares, y en naranja los de la pesca.

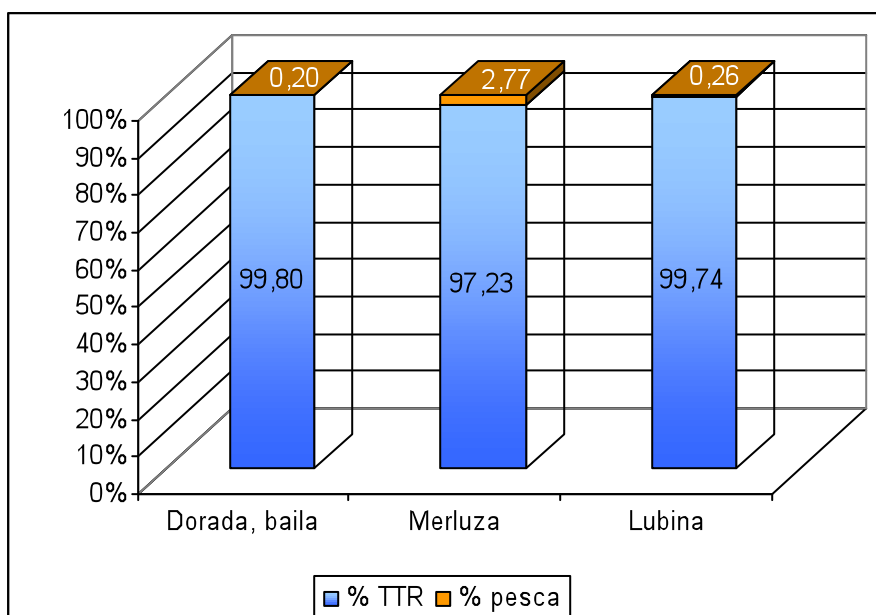


Figura 10.5.- Porcentajes de extracción de las especies de interés correspondientes a la pesca y a la población de delfines mulars en el área de Alborán. Se presentan en azul los porcentajes de delfines mulars, y en naranja los de la pesca.

En el área de Alborán, aproximadamente entre el 15% y el 30% de la biomasa de especies de interés extraída conjuntamente por delfines y pesquerías corresponde a capturas por parte de los delfines, en el área del estrecho sin embargo este porcentaje es mucho mayor, y más del 99% del total de biomasa extraída de las especies de interés corresponde a capturas pesqueras.

10.3.2.2.- Orcas

Según los resultados del análisis de dieta de orcas en el Estrecho de Gibraltar, los animales del estrecho se alimentan fundamentalmente de atún rojo (que tiene gran valor económico y es la octava especie en valor de comercialización). Es posible, a la vista de los valores isotópicos y según los resultados de los análisis genéticos (Foote 2009), que las orcas del grupo de Vega (pod amarillo) además de atún, incluyan en su dieta algo de caballa (qué es la séptima especie más capturada y la decimoquinta en valor de comercialización).

La tabla 10.2 muestra las estimas de la ingesta anual de pescado de la población de orcas del Estrecho de Gibraltar. La tabla 10.3 muestra la estima de ingesta anual de atún rojo de las orcas de los pods que parasitan a los atuneros artesanales, aprovechando los atunes ya enganchados en el anzuelo (Esteban, 2008). La tabla 10.4 muestra los resultados de las estimas de ingesta de toda la población orcas únicamente en el periodo de marzo a octubre, y

la tabla 10.5 muestra las estimas de ingesta calculadas para las orcas que parasitan a los atuneros tradicionales para el periodo de marzo a octubre.

Tabla 10.2.- Estimaciones de ingesta anual de toda la población de orcas del Estrecho de Gibraltar.

	Peso medio (Kg)	Ingesta diaria (Kg)	Ingesta anual (Kg)	% población	Tamaño de la población	Numero de animales por clase de edad	Ingesta por clase edad (Kg)
Macho adulto	2587	56,0	20431	0,14	39	5,4	111153
Hembra adulta	1975	46,8	17097	0,44	39	17,2	293379
Juveniles	1855	54,3	19803	0,19	39	7,4	147509
Crías	160	8,4	3075	0,22	39	8,6	26383
TOTAL							578424

Tabla 10.3.- Estimaciones de ingesta anual de las orcas del Estrecho de Gibraltar que interactúan directamente con la pesquería de atún rojo.

	Peso medio (Kg)	Ingesta diaria (Kg)	Ingesta anual (Kg)	% población	Tamaño de la población	Numero de animales por clase de edad	Ingesta por clase edad (Kg)
Macho adulto	2587	56,0	20431	0,14	19	2,7	54152
Hembra adulta	1975	46,8	17097	0,44	19	8,4	142928
Juveniles	1855	54,3	19803	0,19	19	3,6	71863
Crías	160	8,4	3075	0,22	19	4,2	12853
TOTAL							281796

Tabla 10.4.- Estimaciones de ingesta de marzo a octubre de toda la población de orcas del Estrecho de Gibraltar.

	Peso medio (Kg)	Ingesta diaria (Kg)	Ingesta anual (Kg)	% población	Tamaño de la población	Numero de animales por clase de edad	Ingesta por clase edad (Kg)
Macho adulto	2587	56,0	13658	0,14	39	5,4	74305
Hembra adulta	1975	46,8	11429	0,44	39	17,2	196122
Juveniles	1855	54,3	13238	0,19	39	7,4	98609
Crías	160	8,4	2056	0,22	39	8,6	17637
TOTAL							386673

Tabla 10.5.- Estimaciones de ingesta de marzo a octubre de las orcas del Estrecho de Gibraltar que interactúan directamente con la pesquería de atún rojo.

Orcas	Peso medio (Kg)	Ingesta diaria (Kg)	Ingesta anual (Kg)	% población	Tamaño de la población	Numero de animales	Ingesta por clase edad (Kg)
-------	-----------------	---------------------	--------------------	-------------	------------------------	--------------------	-----------------------------

						por clase de edad	
Macho adulto	2587	56,0	13658	0,14	19	2,7	36200
Hembra adulta	1975	46,8	11429	0,44	19	8,4	95546
Juveniles	1855	54,3	13238	0,19	19	3,6	48040
Crías	160	8,4	2056	0,22	19	4,2	8592
TOTAL							188379

La siguiente figura (figura 10.6), compara las capturas de atún rojo en el área del Estrecho con las estimas de ingesta de la especie por parte de las orcas.

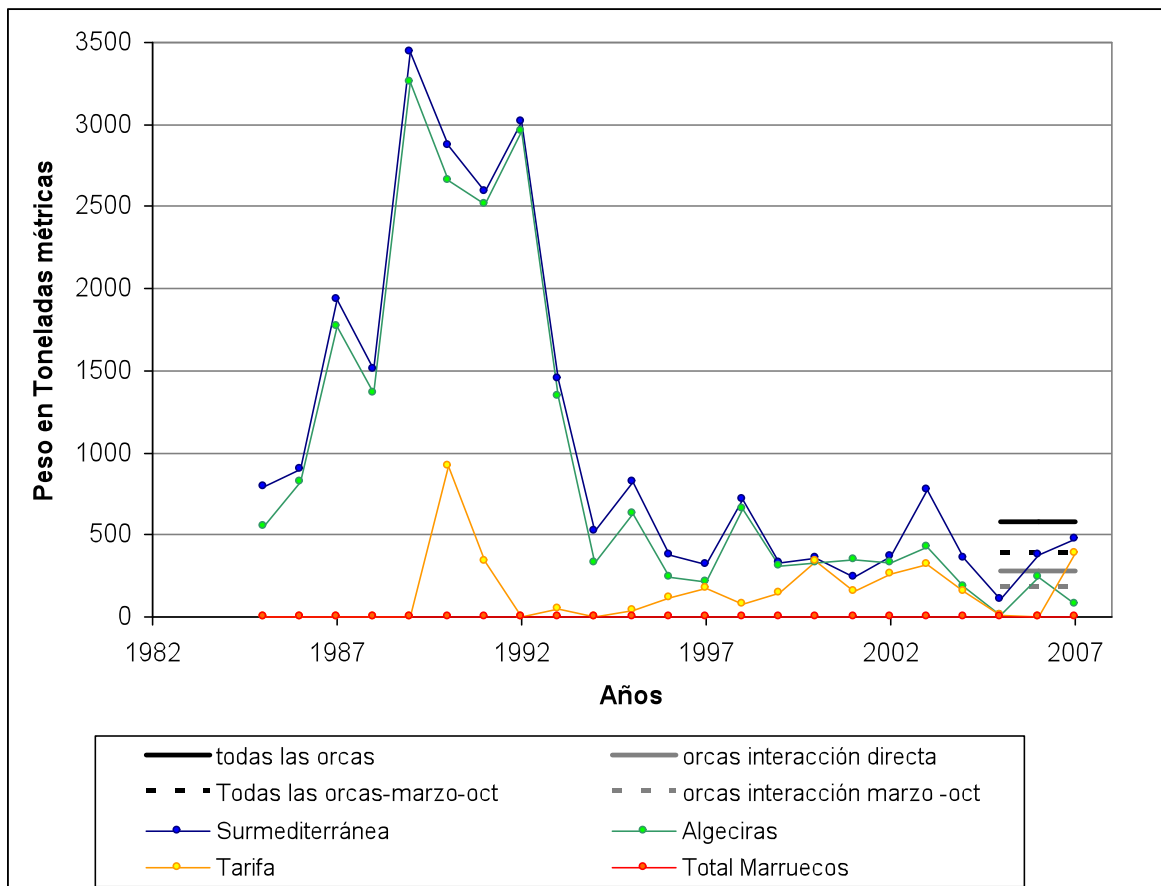


Figura 10.6.- Gráfico de evolución de capturas de atún rojo en las pesquerías españolas y marroquíes. Se muestran los datos correspondientes a toda la zona surmediterránea andaluza, a los puertos principales del Estrecho (Algeciras y Tarifa) y las pesquerías marroquíes. Se muestran también al final del periodo las estimas de ingesta anual de las orcas estudiadas.

Parece que las orcas del Estrecho ingieren anualmente una cantidad de atún rojo equivalente o incluso ligeramente superior a la que se pesca en el área.

10.4.- DISCUSIÓN

10.4.1.-Interacción espacial

Algunas de las áreas de interacción potencial el conflicto no se ha establecido al estar reducido el acceso de pesqueros. Es el caso del la Isla de Alborán y el área del estrecho de Gibraltar. La reserva de la Isla de Alborán, es un área de pesca restringida y muy regulada en la que hay baja probabilidad de encuentro con barcos de arrastre o trasmallo y muy alta probabilidad de encuentro con delfines mulares. Se puede decir, que mientras la pesca esté regulada la probabilidad real de conflicto es baja, pero si la regulación dejase de existir o se modificase permitiendo mayor actividad pesquera es fácil que las interacciones tanto operacionales cómo de competencia por el recurso se intensificasen.

El caso del estrecho de Gibraltar es distinto, en esa área la pesca de arrastre y trasmallo no está especialmente regulada, lo que sucede es que es inviable por cuestiones prácticas, pero los delfines tienen posibilidad de interacción con otras artes que si se utilizan en el Estrecho (palangrillos, voraceras, cercos pequeños para la captura de cebo vivo, atuneros, etc). Estas artes de pesca consideradas “menores o artesanales” son habitualmente muy selectivas en cuanto a las especies que capturan y parece que no hay interacciones operacionales entre estas pesquerías y los delfines mulares del área, sin embargo si es posible que exista competencia por el recurso.

También existe el caso contrario, por ejemplo en parte de la bahía de Málaga donde no es muy frecuente encontrar delfines mulares (sí están presentes sin embargo en los alrededores cómo el afloramiento de Estepona y frente a Punta Calaburras) pero sin embargo es el área con mayor intensidad de esfuerzo pesquero de arrastre y trasmallo. Imposible decir si habría más probabilidad de encuentro de delfines de no existir semejante presión pesquera en la zona.

La bahía de Almería y el área cercana conocida cómo el Seco de los Olivos, son susceptibles de interacciones a causa de la elevada densidad tanto de delfines como de pesqueros. El Seco de los Olivos no es área fundamental para pesqueros por su complicada orografía, pero los alrededores si son bastante interesantes y sufren una presión pesquera intermedia que combinada a la elevada densidad de delfines (la más alta de toda el área de estudio junto con la Isla de Alborán y el estrecho de Gibraltar), lo convierten en un lugar susceptible de problemas. La bahía de Almería es sin duda el lugar con mayor probabilidad de conflicto ya que es un lugar ideal para arrastreros y trasmalleros y también para los delfines. Parece que los fondos de pendiente tendida son especialmente interesantes para ambos. Los pescadores de

está zona son conscientes de la presencia de los delfines en muchos de sus lances. Algunos sostienen que les beneficia ya que capturan más merluza, y otros se quejan de que les roban el pescado. En otros lugares del mar Mediterráneo (mar de Alborán, aguas del archipiélago Balear, Cerdeña, Córcega, mar Tirreno, mar Adriático, e Israel), los delfines mulares siguen a los arrastreros para aprovechar los recursos que suponen los descartes, los peces atraídos por la red e incluso los que han quedado atrapados en ella (Bearzi *et al.*, 2008).

En conversaciones más o menos formales con pescadores muchos reconocían que en el pasado capturaban delfines para usar su carne como cebo en nasas, pero todos aseguraban que ahora no había ningún tipo de acción destinada a espantar, molestar o eliminar a los delfines. Sin embargo con la situación pesquera cada vez peor, se incrementa el número de pescadores que se quejan de las interferencias de los delfines y algunos reclaman indemnizaciones por las pérdidas ocasionadas similares a las existentes para pastores por ataques de lobos.

Lo mismo, pero en un área más pequeña sucede frente a Motril, donde hay intensidad media-alta de delfines y alta de pescadores de modo que aparece señalado como un área de elevado conflicto potencial.

Cuando se tienen en cuenta únicamente las áreas de alimentación de los animales, y no todo su rango de distribución, el panorama cambia ligeramente. La bahía de Almería sigue siendo el lugar con más probabilidad de interacciones, y como áreas de probabilidad intermedia aparecen, el sur de Almería y Seco de los Olivos, la costa de Motril y la franja costera desde la bahía de Málaga hasta aproximadamente el afloramiento de Estepona. En estos lugares sí que debe haber al menos algún tipo de interacción trófica ya que tanto pescadores como delfines los usan para extraer recursos.

No hay datos precisos sobre la tasa de capturas accidentales de delfines, o pérdidas por parte de los pescadores causadas por los animales. Se conocen capturas accidentales de delfines mulares en artes de pesca en toda la cuenca mediterránea incluyendo las costas españolas (Díaz-López y Shirai, 2005; Tudela *et al.*, 2005; Bearzi *et al.*, 2008; Brotons *et al.*, 2008), y en algunos lugares la tasa de capturas es insostenible para la población (Brotons *et al.*, 2008). En el mar de Alborán y área del estrecho de Gibraltar los modelos predicen alta probabilidad de conflicto pero no hay datos reales para contrastar este resultado, al menos de momento.

10.4.2.-Solapamiento trófico

Es necesario hacer notar en este punto algunas consideraciones metodológicas importantes. El cálculo del consumo por parte de los cetáceos y su comparación con las capturas pesqueras

tal y cómo se ha realizado en este trabajo, es el tipo de aproximación más simple a las interacciones biológicas entre unos y otros (Harwood y McLaren, 2004). No facilita información sobre lo que puede suceder en el sistema en un periodo medio-largo de tiempo y se ignora la complejidad del sistema sin entrar a evaluar el efecto de otras especies en la relación entre cetáceos y pesquerías.

Sin embargo, la ventaja más evidente es que necesita de menor cantidad de datos que cualquier otra aproximación, como los modelos dinámicos complejos por ejemplo “ecosim”, y si no se sobreinterpretan los resultados, proporciona información razonable sobre las consecuencias a corto plazo de un cambio en las abundancias de uno de los dos depredadores.

10.3.2.1.- Delfines mulares

De las 10 especies de presas identificadas en el mar de Alborán (chicharro, voraz, aligote, boquerón, alacha, trompetero, caballa, merluza, besugos y boga) todas excepto el trompetero, y el voraz están entre las especies más capturadas por pesquerías. El voraz, sin embargo, se considera especie de gran interés comercial por el alto precio que se percibe por él y porque tiene gran importancia local (Consejería Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, 2004). El trompetero es una especie que se incluye en el epígrafe “peces varios” en las estadísticas pesqueras, por lo que no es posible conocer las capturas exactas.

De las cuatro especies identificadas como importantes en el área del estrecho, sólo la merluza aparece en las listas de especies más pescadas. Sin embargo, tanto la dorada como la baila y la lubina son importantes a nivel local (Consejería Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, 2004).

Las estimas de ingesta diaria tanto para machos como para hembras son ligeramente mayores a las conocidas para la especie en cautividad (Kastelein *et al.*, 2002), y esta pequeña diferencia se debe probablemente a que los animales en cautividad suelen ser del ecotipo costero un poco más pequeño que el ecotipo pelágico presente en el mar de Alborán y estrecho de Gibraltar.

Aunque los tamaños de población calculadas con los distintos métodos disponibles son levemente diferentes, cuando se ponen en relación con las capturas pesqueras, esas diferencias se diluyen y en realidad cualquiera de los tamaños de población estimados podría ser utilizado en la comparación con las capturas pesqueras con similares resultados.

Un aspecto que se debe advertir, es la disminución progresiva de las capturas pesqueras tanto totales cómo de aquellas especies que se consideran susceptibles de ser presas de los delfines mulares. Sin embargo no se ha detectado disminución significativa en el número de delfines por el contrario, en la estima realizada para el año 1999 se observa un número relativamente alto de animales en el área de estudio. Este incremento se explica por la llegada de un grupo de delfines inmigrantes que se mantuvo en el área desde finales de 1998 y que dejaron de verse de modo progresivo desde el año 2000 (García-Tiscar *et al.* 2001, Cañadas comunicación personal).

Considerando el periodo entre el año 2000 y el 2003, las capturas de los delfines en el mar de Alborán suponen aproximadamente el 8,7% de las capturas totales de delfines y pesquerías, sin embargo cuando se consideran únicamente las especies que forman parte de la dieta de los delfines este porcentaje sube hasta el 30% del chicharro, el voraz y el aligote capturado y aproximadamente un 15% del resto de especies consideradas (boquerón, alacha, trompetero, caballa, merluza, besugo y boga), unas cifras que parecen nada despreciables. En el estrecho de Gibraltar, más del 99% de la extracción de biomasa de las especies de interés (dorada, baila, merluza y lubina) corresponde a los delfines mulares. En el mar Jónico (por poner un ejemplo de otra localización mediterránea), la biomasa total extraída del sistema por las poblaciones de las dos especies de delfines presentes (mulares y comunes) supone aproximadamente el 0,03% de la extraída por las pesquerías locales (Bearzi *et al.*, 2008).

Si se considera en términos económicos, en el mar de Alborán, las capturas de especies de interés por parte de los delfines suponen el equivalente 27% de los ingresos totales de los pescadores. En el estrecho de Gibraltar, sin embargo, las capturas por parte de los delfines mulares suponen el equivalente al 0,4% de los ingresos de los pescadores en el área, ya que la mayor parte de ellos se concentran en la captura del atún rojo y las merluzas, doradas, lubinas y bailas casi no se explotan. Esto se traduce en relaciones cada vez más hostiles en el área de Alborán, y en poca o ninguna preocupación en el área del estrecho, por el momento, ya que es de prever que el cierre de la pesquería de atún rojo (que es la mayor fuente de ingreso de los pescadores de la zona) les haga más dependiente de estas otras especies y se incrementen los conflictos. En otras áreas del Mediterráneo los pescadores sufren pérdidas importantes por las interacciones con pesquerías, es el caso de Baleares (Brotons *et al.*, 2008) donde los delfines causan unas pérdidas anuales de aproximadamente el 6,5% del valor total de las capturas anuales, en otros lugares como Cerdeña (Gazo *et al.*, 2008), Marruecos, Grecia e Italia también se han documentado casos de pérdidas causadas por delfines mulares a pescadores (Bearzi *et al.*, 2008) pero en ningún caso se han obtenido cifras tan altas.

El solapamiento entre la dieta de los delfines y las especies capturadas por las pesquerías no siempre supone competencia (Briand, 2004), pero es razonable inferir fenómenos de competencia cuando las presas más importantes escasean y están sometidas a intensa

presión pesquera (Bearzi *et al.*, 2008), cómo en el caso de la merluza, y en menor medida del boquerón, el chicharro, las caballas y la boga. Es cierto, que sin datos disponibles sobre la abundancia de estas especies, y sobre las relaciones existentes entre ellas y otros depredadores no incluidos en este análisis no se puede afirmar que delfines mulares y pescadores compiten por el recurso pero sí se sabe que los caladeros mediterráneos están muy afectados por la pesca. La Agencia Europea del Medio Ambiente, ha reconocido la sobreexplotación de los recursos pesqueros en los caladeros europeos (EEA, 2003; EAA, 2004), y el departamento de Pesca y Acuicultura de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) estima que aproximadamente el 35% de los caladeros mediterráneos están sobreexplotados y el 43% están totalmente explotados (FAO 2005). En los trabajos de Coll y colaboradores (Coll, 2006, 2007, 2008) sobre el impacto de pesquerías en ecosistemas mediterráneos, los delfines tienen una influencia limitada y la mayor presión sobre el sistema es a causa de la actividad pesquera.

10.3.2.2.- Orcas

La ingesta diaria de alimento estimada para las orcas del estrecho de Gibraltar es similar a la referida para ejemplares de la especie en cautividad en la revisión de Kastelein y colaboradores (2003), y a los datos proporcionados por Loro Parque Fundación sobre las 4 orcas en Tenerife utilizadas en el experimento del capítulo XX.

En mamíferos marinos, la lactancia tiene un elevado coste energético (Pérez y Money, 1986) de modo que las hembras lactantes deben incrementar su ingesta calórica, ya sea incluyendo presas con mayor contenido energético en su dieta o aumentando la ingesta diaria de alimento (Pérez y Money, 1986; Bernard y Hohn, 1989). No hay información específica sobre este aumento en orcas pero en cautividad se ha estudiado el caso de dos hembras que pasaron de unos 55Kg a 80Kg de pescado diarios durante un periodo de unos 4 meses después de parir (Kastelein *et al.*, 2003). En el caso de las orcas del estrecho de Gibraltar, se ha decidido estimar el consumo de las crías y asumir que las madres incrementan su ingesta en al menos esa cantidad (8,4 Kg/día, correspondiente a un incremento del 18% de la ingesta habitual). Un incremento mucho menor de lo observado en cautividad para esta especie y para otros mamíferos marinos como delfines mulares (Cheal y Gales 1991; Kastelein *et al.*, 2002) para los que se han observado incrementos de entre el 58% y el 97%. Es probable por tanto, que la ingesta calculada en este trabajo esté subestimada.

El caso de las orcas es totalmente diferente al de los delfines mulares por varios motivos, el primero es que es un sistema más simple con dos depredadores y una única presa, en el que

orcas y pescadores dependen exclusivamente (o casi exclusivamente) de los atunes rojos, y éstos no tienen otros depredadores conocidos en el área de estudio..

Sin embargo, este sistema se complica cuando se considera la situación de declive de las poblaciones de atún rojo del Atlántico (ICCAT 2009) y la causa de tal declive; la sobreexplotación por parte de una industria pesquera sobredimensionada y muy eficaz que actúa fundamentalmente en el resto del Mediterráneo (ICCAT 2009). De modo que se podría/debería añadir un tercer depredador, que no actúan en el área de estudio pero compite con ventaja con artes de pesca tradicionales y sostenibles y con las orcas del estrecho de Gibraltar.

En el área del estrecho, las orcas consumen una cantidad de atún rojo similar a la capturada por atuneros con líneas de mano y almadrabas en los últimos años (de 2005-2007 ambos incluidos). Si se consideran todas las orcas de la población durante todo el año la ingesta de las orcas estaría por encima de la biomasa capturada por los pescadores, y si se consideran únicamente las orcas que parasitan a los atuneros y únicamente de marzo a octubre la ingesta de las orcas sería menor de lo que capturan los pescadores pero siempre dentro del mismo orden de magnitud.

Este tipo de relación interespecífica, en el que los cetáceos parasitan a los pescadores, es cada vez más frecuente (Casale, 2002; Gonzalvo et al 2008) probablemente a causa de la disminución en la disponibilidad de presas. Disminuye el gasto energético de los cetáceos en la búsqueda y captura de su alimento, y por tanto pueden dedicar esa energía a otras funciones vitales como la reproducción (Fertl y Leatherwood, 1997). Los parámetros demográficos analizados por Esteban (2008) confirman que éste es el caso de las orcas del estrecho de Gibraltar, y tanto la tasa de supervivencia de crías, como la tasa de reproducción de la población están correlacionadas con la biomasa de atún capturada por pesqueros tradicionales. Por ello, parece que la población de orcas del estrecho de Gibraltar depende en gran medida del alimento que consiguen parasitando a los atuneros tradicionales. Como la población de atunes rojos está en declive y los pescadores cada vez capturan menos peces, la proporción de *atunes robados* es más alta cada año y los pescadores son cada vez menos tolerantes con la presencia de las orcas.

Es cierto, que las orcas consumen tanta biomasa de atún rojo como los pescadores del área del estrecho, pero si se ponen esas cifras en un contexto más general, supondrían apenas el 21% de las capturas totales declaradas de la flota de bandera española y un porcentaje mínimo (0.65%) de las capturas totales (entre capturas y granjas de engorde) declaradas de la especie en el Mediterráneo (ICCAT, 2009). No hay estimas de capturas ilegales, pero la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico, ha encontrado importantes discrepancias entre las declaraciones de captura y las de exportación, y asume que las cantidades

capturadas son mucho mayores de lo declarado (ICCAT 2009). Así, tanto las orcas como las pesquerías tradicionales de las que dependen están amenazadas por la sobreexplotación de las poblaciones de atún rojo por parte de artes de pesca industrializadas, fundamentalmente barcos de cerco e instalaciones de engorde.

La capacidad de los animales de cambiar de presa, y/o de explotar nuevas áreas será determinante en un futuro próximo en el cálculo de nuevas estimas de ingesta de la población. Otro factor importante es el contenido energético de las presas, tan importante es “cuánto se come”, cómo “qué se come” (Lavigne, 1996). En el caso de las orcas, con dieta exclusiva de atún rojo, deberían encontrar otras especies que les proporcionen al menos, tanta energía como los atunes. Aunque atendiendo a los parámetros demográficos de la especie (Esteban 2008), la ingesta de atún rojo por si sola no sirve para mantener la tasa de crecimiento de la población, sino que necesitan de las pesquerías tradicionales a las que les “roban” los atunes de las líneas de mano. Sin este ahorro de energía, y sin atunes, las orcas necesitan encontrar otra fuente de alimento con mayor contenido energético para mantener la población a largo plazo.

El mar de Alborán, el estrecho de Gibraltar y las aguas atlánticas adyacentes son áreas sometidas a intenso esfuerzo pesquero, y también son lugares preferidos por varias especies de aves y mamíferos marinos (varias de ellas protegidas por la legislación española e internacional). Hay que recordar, que el delfín mular aparece en el Anexo II de la Directiva Hábitats de la Unión Europea ([Directiva 92/43/CEE](#)), que obliga a los Estados miembros de la Unión a establecer áreas especiales para su conservación (SACs-LICs). Además, la Directiva Hábitats específicamente requiere que los Estados Miembros establezcan un sistema para monitorizar la captura accidental de todas las especies de cetáceos y asegurarse que estas capturas accidentales no tengan un efecto negativo significativo en las especies consideradas. Tanto delfines mulares como orcas están en el Anexo II del "Protocol Concerning Specially Protected Areas and Biological Diversity in the Mediterranean" del Convenio de Barcelona (Decisión [77/585/CEE](#)), lo que requiere el establecimiento de una lista de áreas Especiales de Protección de Importancia Mediterránea (SPAMI) para preservar la biodiversidad de ecosistemas específicos del Mediterráneo. Además, el delfín mular se encuentra en el epígrafe “Vulnerable” del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, lo que obliga a la puesta en marcha de un Plan de Conservación para la especie.

Las medidas de gestión y conservación puestas en marcha en el marco de estos instrumentos legislativos, se beneficiarían de la existencia de datos acerca de la interacción real y potencial entre cetáceos y pesquerías. El diseño espacial de las áreas marinas protegidas (tanto SACs-LICs, como SPAMIs) y la regulación de la actividad pesquera en estas áreas, podría incluir información sobre los lugares con mayor probabilidad de interacción.

De todos modos, estas medidas deben ser planificadas cuidadosamente y atendiendo a las diferentes circunstancias de ambas especies. Las áreas marinas protegidas en las que ningún tipo de actividad extractiva esta permitida, reducirían en teoría la intensidad de la competencia entre cetáceos y pesquerías. Esta medida podría ayudar, quizá, a aliviar la presión sobre las poblaciones de delfines mulares, pero el caso de las orcas del estrecho de Gibraltar la situación es diferente y hay que considerar otros factores. El más importante de ellos sería el beneficio que obtienen las orcas de las pesquerías tradicionales (Esteban 2008) y el perjuicio que sufren tanto orcas como artes tradicionales por la sobreexplotación de las poblaciones de atún rojo por parte de pesquerías industrializadas.

Cómo trabajo futuro se plantea la necesidad de utilizar algunas de las aproximaciones dinámicas al problema. En la literatura científica se encuentran diferentes métodos para intentar evaluar la influencia de las pesquerías en la disponibilidad de presas para los mamíferos marinos y viceversa, generalmente mediante el uso de modelos trofodinámicos que intentan representar las interacciones tróficas presentes en el sistema objeto de estudio. Entre ellos se encuentran los *modelos de flujo estáticos* que proporcionan una fotografía del estado del ecosistema en un momento determinado al no tener en cuenta la variabilidad temporal y/o espacial asociada a las estimas que se incluyen en el modelo. En esta categoría se enmarcan la comparación de las biomásas extraídas del ecosistema por parte de mamíferos marinos y pesquerías (*surplus yield calculations*), y los *modelos de balance de masas* como los implementados por “ecopath”. Otro tipo de aproximaciones combinan modelos estáticos para los superdepredadores y modelos dinámicos para las poblaciones de presas, son los *modelos de respuesta funcional de depredadores*. En este tipo de modelos, se considera el cambio en la biomasa consumida por el depredador cuando varia la abundancia de la presas. Necesita de datos precisos sobre la dieta del depredador y de las presas para poder incluir todas las especies en el cálculo y las relaciones de depredación entre ellas. Los modelos mínimamente realistas (*Minimum realistic models*) incorporan a las estimas de consumo de cetáceos y pesquerías, las estimas de mortalidad de cada depredador y sus abundancias. Pueden ser totalmente dinámicos, o solo parcialmente combinando modelos dinámicos para las presas y estáticos para los depredadores. Este tipo de aproximaciones se pueden complicar más añadiendo una componente espacial en el modelo como en el caso de los implementados por MULTSPEC (Bosgtad *et al.*, 1997), BORMICON y GADGET (Harwood y McLaren, 2004). Los *modelos de redes tróficas* son otra opción disponible, aunque según algunos autores sólo proporcionan información muy general y son complicados de manejar cuando varios depredadores consumen las mismas presas (Harwood y McLaren, 2004), además requieren de un conocimiento preciso de la estructura de la red trófica. Otra opción son los *modelos de flujo energético* como los implementados por “Ecosim” pero que también requieren de un conocimiento pormenorizado de la estructura de la red trófica.

10-. DISCUSIÓN GENERAL

El mar de Alborán, el estrecho de Gibraltar y las aguas atlánticas adyacentes son áreas apropiadas para el estudio de los distintos tipos de interacciones entre cetáceos y pesquerías. La alta productividad primaria y diversidad biológica permite la existencia de poblaciones estables de cetáceos y de una industria pesquera bien establecida con gran variedad de artes y tipos de pesca. En esta región hay además varias áreas marina protegidas (algunas propuestas y otras ya declaradas) cuya gestión eficaz requiere de información sobre potenciales interacciones entre pesquerías y cetáceos no disponible hasta ahora.

De las especies de cetáceos presentes en la zona, dos son susceptibles de estudio por sus interacciones con pesquerías; la orca con interacción probada con la pesquería de atún rojo del estrecho, y los delfines mulares con alta probabilidad de interacción a la vista de su situación en otras áreas del Mediterráneo (Brotons *et al.*, 2008; Gazo *et al.*, 2008; Lauriano *et al.*, 2009).. Las interacciones entre cetáceos y pesquerías han sido objeto de estudio por parte de la comunidad científica desde hace años (Northridge 1985, 1992), fundamentalmente aquellos aspectos relacionados con las interacciones operacionales y los distintos mecanismos de mitigación disponibles para evitarlas. Sin embargo, desde hace unos pocos años, cada vez se hace más patente la necesidad de enfocar el problema desde un punto de vista más amplio, asumiendo que las pesquerías influyen de modo importante en los ecosistemas marinos y que las interacciones ecológicas (por ejemplo, causadas por la competencia por las mismas presas y a través de relaciones depredador-presa) entre pesquerías y cetáceos son una realidad desconocida en gran medida. Los efectos deletéreos de este tipo de interacciones, son además, susceptibles de propagarse a través de la estructura de las redes tróficas hasta afectar de manera significativa a los cetáceos.

Se conocen como interacciones ecológicas entre pesquerías y mamíferos marinos a aquellas que no implican contacto físico directo entre los animales y las artes de pesca (no causan capturas accidentales en los animales, ni pérdida de ganancias a los pescadores por depredación de los animales sobre el pescado ya capturado en el arte de pesca), sino que se producen por establecimiento de relaciones por competencia por el recurso, ya que ambos son superdepredadores en los mismos ecosistemas.

Las dos especies de cetáceos estudiadas se han elegido por ofrecer sendos cuadros de referencia bien contrastados en cuanto al conocimiento previo disponible sobre ellas en el área de estudio. En el caso de las orcas, La población de estudio es única, bien conocida y caracterizada gracias a trabajos anteriores (Esteban, 2008). En este grupo de 39 orcas hay algunas que interaccionan directamente con la pesquería de atún rojo (“robando” los peces de las líneas de los pescadores) y otro grupo que captura sus presas sin la ayuda adicional que suponen los pescadores.

En el caso de los delfines mulares, existía menos información previa, pero se conoce que es una población abierta formada por varios centenares de individuos. Los resultados de los análisis genéticos y de los análisis de valores isotópicos llevados a cabo en este estudio demuestran que se trata de una única población distinta de la población “mediterránea” que se encuentra al este del frente oceanográfico Almería-Orán. Los animales de esta población objeto de estudio presentan cierto grado de estructuración a uno y otro lado del Estrecho, pero no lo suficientemente intenso para ser consideradas poblaciones diferentes.

El primer paso para estudiar y evaluar la competencia por recursos entre cetáceos y pesquerías es la evaluación del solapamiento espacial en las áreas de explotación de recursos (Blanco et al, 2004). La identificación de las áreas de alimentación de los delfines y orcas es condición necesaria pero no suficiente para evaluar la naturaleza de estas interacciones ya que sólo existe competencia cuando tanto los mamíferos marinos como las pesquerías consumen las mismas presas, en las mismas áreas geográficas y a las mismas profundidades, y además cuando la disminución de uno de los competidores supone un aumento del otro que saca ventaja de la situación.

La identificación de áreas preferidas de alimentación es importante si se asume que la distribución de los cetáceos es aquella en la que se maximiza la disponibilidad de recursos. En el caso de las orcas del estrecho de Gibraltar este solapamiento espacial entre cetáceos y pesquerías estaba ya documentado (Seller, 2007; De Stephanis *et al.*, 2005, 2008). Los resultados de este estudio demuestran que los delfines mulares en el mar de Alborán y estrecho de Gibraltar hacen un uso selectivo del hábitat disponible, y ocupan preferentemente unas áreas frente a otras. El nuevo modelo de alimentación de la especie es un avance importante que permite señalar el área más occidental del estrecho de Gibraltar, la bahía de Algeciras, el área al sur de Calaburras, la bahía de Almería y el Seco de los Olivos como lugares importantes para la población y potencialmente conflictivos.

Una vez identificado el solapamiento espacial es preciso documentar el solapamiento en la dieta. Sin embargo, no se puede obtener información fiable sobre la dieta de cetáceos a partir de observaciones directas que suelen estar restringidas a áreas costeras y periodos de buen tiempo además de sólo proporcionar información sobre lo que sucede en la superficie. Por eso, una aproximación tradicional al estudio de la dieta de los mamíferos marinos ha sido el análisis de contenidos estomacales. Sin embargo esta técnica tiene algunos inconvenientes, el más importante es que proporciona información sobre la última comida del animal y sólo sobre ingestión de alimentos pero no sobre asimilación de los mismos (ver Pierce y Boyle, 1991 para una revisión). Desde hace algunas décadas, el análisis de perfiles de isótopos estables (principalmente ^{13}C y ^{15}N) se viene utilizando para estudiar las redes tróficas de ambientes terrestres y marinos. Este tipo de análisis se usa cada vez más para obtener información sobre

ecología trófica de depredadores, (sobre todo cuando no hay posibilidad de análisis de contenidos estomacales) ya que la composición isotópica de un organismo está relacionada con la de sus presas (Lajtha y Michener, 1994). Esta técnica tiene una limitación importante ya que no es capaz de identificar la composición específica de la dieta a menos que se disponga de información previa obtenida mediante análisis de contenidos estomacales o de observaciones directas. Aunque la limitación más importante de la técnica es la dependencia de los resultados de la correcta estima y utilización de los factores de fraccionamiento isotópico. El conocimiento que se tiene actualmente sobre los procesos de fraccionamiento isotópico (o fraccionamiento trófico) en redes tróficas es limitado y poco preciso. De hecho, se considera que el ^{15}N muestra un enriquecimiento trófico de alrededor del 3‰ (DeNiro y Epstein, 1981), mientras que el ^{13}C es de alrededor del 1‰ (DeNiro y Epstein, 1978). Sin embargo, los resultados del experimento llevado a cabo con las orcas de Loro Parque (Tenerife) demuestran que estos valores no son tan generales (ni generalizables) como se pensaba hasta hace poco (ninguno de los dos valores de fraccionamiento propuestos son válidos para esta especie). Estos valores tampoco se ajustan a los propuestos por Abend y Smith (1997) en su trabajo con calderones negros y esto indica que cada especie probablemente presente sus propios valores de fraccionamiento isotópico. Los resultados del experimento con las orcas también mostraron que los dos tejidos analizados presentan diferentes factores de fraccionamiento, mostrando la sangre un enriquecimiento menor que la piel. Este hecho indicaría que cada tejido de un organismo fracciona de modo diferente los isótopos de la dieta y por ello los valores de un tejido no siempre valen para otro. Los resultados de este estudio representan los primeros valores específicos para una especie de cetáceo y son valiosos por inesperados, ya que muestran una variabilidad individual y temporal insospechada hasta el momento.

La aplicación de esta técnica a las muestras de piel de orcas y delfines mulares del área de estudio ha permitido la identificación de las presas más importantes en la dieta de cada una de estas dos especies.

Respecto a las orcas, hay que distinguir entre las orcas que habitualmente se observan tanto en el área de Barbate como en el área del estrecho de Gibraltar, y que en ocasiones capturan sus presas pero que también roban los atunes a los pescadores; y un segundo grupo de orcas, que sólo se han encontrado en el área de Barbate y que nunca han sido vistas tomando atunes directamente de las líneas de los pescadores, sino que siempre capturan sus propias presas, persiguiéndolas hasta el agotamiento (Guinet et al., 2007). Los resultados de los análisis de isótopos estables muestran diferencias significativas en la dieta de ambos grupos, lo que coincide no solo con las diferencias en su comportamiento y uso del hábitat, sino también con los resultados de los análisis genéticos realizados por Foote y colaboradores (2009). Las orcas del estrecho, aquellas que obtienen parte importante de sus recursos parasitando a los pescadores tienen una dieta exclusiva de atún rojo, mientras que es posible que las orcas del

área de Barbate, que siempre capturan sus propias presas complementen su dieta con otras especies como caballas o jureles.

En el caso de los delfines mulares los resultados del análisis son los esperados a partir del conocimiento previo sobre los hábitos tróficos de la especie (Blanco *et al.*, 2001; Santos *et al.*, 2007). Por ejemplo, no se han encontrado diferencias en los hábitos tróficos de hembras y machos, ni tampoco diferencias notables en función de la estación del año.

Tradicionalmente se ha considerado al delfín mular como una especie de hábitos tróficos oportunistas (CITAR), sin embargo observaciones en las últimas dos décadas han demostrado que los delfines mulares muestran técnicas de pesca especializadas que responden a situaciones concretas (CITAR spongers; Sargeant *et al.*, 2007) y que se transmiten de madres a hijos. Sin embargo en el área de estudio no hay evidencia de que animales emparentados genéticamente tengan dietas más parecidas entre sí que aquellos individuos que no son parientes.

Al comparar los valores obtenidos del análisis de piel de delfines mulares con los obtenidos del análisis del mismo tejido en otras especies de la misma zona, se observa que se encuentran en el mismo nivel trófico que especies de dieta mixta compuesta por peces y cefalópodos o peces costeros. Este resultado es coherente con las descripciones previas sobre los hábitos tróficos de la especie que la sitúan como una especie fundamentalmente costera pero que hace relativo uso de recursos pelágicos.

En el mar de Alborán el grupo de presas más importante (54% de la dieta por término medio) es el formado por voraces, aligotes y chicharros, especies nectobentónicas, con rango de profundidades entre 31 y 500 metros, que solapa con el rango preferido de los delfines mulares para la alimentación según los resultados obtenidos en la modelización del uso del hábitat. El siguiente grupo de especies en importancia es el compuesto de caballas, merluzas, besugos y bogas, y el tercer grupo en importancia incluye dos especies de pequeños pelágicos (alacha y boquerón) y una especie nectobentónica (trompetero) que en ocasiones forma cardúmenes que adquieren hábitos pelágicos. La mayoría de estas especies son demersales de la plataforma y el talud continental, aunque hay una aportación significativa de especies pelágicas. En el estrecho de Gibraltar, el grupo de presas más importante es el formado por la dorada y la baila, (las dos son especies nectobentónicas), también es importante la merluza, (de hábitos demersales) y la siguiente especie en importancia es la lubina, (del mismo género que la baila y con un rango de profundidad similar, pero de carácter más pelágico). En el golfo de Cádiz, las especies más importantes son la merluza y la dorada, dos especies que ya se consideraron importantes en Alborán y el Estrecho de Gibraltar, y en otras áreas de la península Ibérica donde se ha estudiado la dieta de los delfines mulares. El siguiente grupo de especies en importancia está formado por la corvina y el voraz (dos especies consideradas

nectobentónicas con un rango de profundidad que de nuevo coincide con el preferido por los delfines). El siguiente recurso en interés es el boquerón. Esta dieta mixta de especies costeras demersales, nectobentónicas y pelágicas concuerda a grandes rasgos con lo observado en otras áreas de la Península Ibérica a partir de análisis de contenidos estomacales (Blanco *et al.* 2001; Santos *et al.*, 2007). La variedad de presas encontradas en este trabajo no sorprende a tenor de los resultados observados en otras áreas de la península Ibérica (Blanco *et al.*, 2001; Santos *et al.*, 2007)

Una vez recopilada y analizada la información sobre los cetáceos, es necesario concentrarse en las pesquerías. Con un análisis somero de las estadísticas pesqueras de dominio público se llega a la conclusión de la situación del sector pesquero en Andalucía es difícilmente sostenible y atraviesa por un momento delicado. Los desembarcos en lonjas se han reducido en un 52,8% en los últimos 20 años. Pero el problema no es únicamente ecológico, sino también social, en ese mismo periodo de tiempo el número de empleos directos se ha reducido en un 44%.

En esta situación, las soluciones propuestas no son más que parches destinados a mantener el sector a flote durante un corto periodo de tiempo (subvenciones, incorporación de nuevas tecnologías que permiten capturar hasta el último ejemplar, explotación de nuevas especies de menores niveles tróficos, etc). Se sabe que gran parte de los problemas actuales de las pesquerías han sido causados por los subsidios gubernamentales que permiten el mantenimiento activo de flotas sobredimensionadas con capacidad para capturar hasta el último pez (Pitcher, 2001). La gestión de las pesquerías esta afectada por factores que actúan a escala global, cambio climático, desarrollo tecnológico de los métodos de captura, flotas pesqueras subvencionadas y sobredimensionadas, exceso de demanda sobre la oferta, presiones sociales por parte de los trabajadores del sector pesquero, y el mantenimiento de artes tradicionales y sostenibles son algunos de ellos (Pitcher, 2001; Sumaila y Pauly, 2007).

En la actualidad la flota pesquera andaluza está sobredimensionada y demasiado tecnificada para permitir la recuperación de los caladeros sobreexplotados. Existe evidencia de que los avances tecnológicos están asociados con reducciones dramáticas de diversidad y abundancia de peces a lo largo de la historia de las pesquerías (Pitcher, 2001).

Además, hay que tener en cuenta que se han considerado únicamente datos de desembarcos pesqueros oficiales, pero los descartes, la pesca fantasma y los pescadores deportivos son también actores importantes y extraen una cantidad de biomasa considerable del ecosistema.

El departamento de Pesca y Acuicultura de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) estima que en 2007, el 19% de los caladeros mundiales estaban sobreexplotados, el 8% agotados, el 1% recuperándose de un colapso, el 52% estaban totalmente explotados, el 18% explotados moderadamente y el 2% infraexplotados

(FAO, 2008). En el Mediterráneo aproximadamente el 35% de los caladeros están sobreexplotados y el 43% están totalmente explotados (FAO 2005). Los problemas creados por la industria pesquera van más allá de los efectos sobre las poblaciones de especies objetivo. La pesca influye a gran escala en el funcionamiento de los ecosistemas marinos (Pauly et al, 2002, Pauly et al, 2005; Pauly et al, 2007) y puede afectar a la evolución de algunas especies de peces (Jørgensen et al, 2007).

Esta situación de crisis económica, ecológica y social, es cada vez menos sostenible para los pescadores que siempre han culpado a los cetáceos de ser competidores por pescado en sus caladeros.

Sin embargo, hasta el momento no hay apenas información sobre el solapamiento entre estos caladeros, o áreas especialmente interesantes para los pesqueros y las áreas preferidas por los cetáceos (García-Tiscar et al., 2003). La descripción del esfuerzo pesquero y su dimensión espacial debían de ser abordados con una metodología comparable a la utilizada para describir la distribución de los delfines mulares. En el capítulo 9 de esta memoria se aborda este asunto modelizando mediante GAMs la distribución de arrastreros y trasmalleros. Como resultado de este trabajo se predice una franja costera con alta intensidad de esfuerzo de pesca. Además se consideran áreas importantes para las pesquerías estudiadas, la bahía de Málaga, la bahía de Almería, y el área al sur de Punta Entinas entre la costa y el Seco de los Olivos en la región surmediterránea. En el Estrecho de Gibraltar, no existe esfuerzo de arrastre de fondo ni trasmallo, y las artes de pesca utilizadas son otras (líneas de mano, palangres, volantas, etc.) debido a las características fisiográficas del área y la alta intensidad de tráfico marítimo existente que no permiten la maniobra de arrastre ni la existencia de paños fijos de trasmallo. El área de estudio no alcanza a cubrir más que una pequeña parte del litoral del Golfo de Cádiz y la intensidad de esfuerzo de arrastre y trasmallo detectada frente a Barbate es muy elevada gracias fundamentalmente a sus condiciones ambientales.

De lo expuesto anteriormente se concluye que existe un gran potencial para la existencia de interacciones entre delfines mulares y pesquerías en mar de Alborán y estrecho de Gibraltar. El mapa generado a partir del modelo muestra una situación en la que todo el litoral es objeto de pesca intensiva y sólo se han considerado las artes de arrastre de fondo y trasmallo, sin incluir en el análisis los lugares de pesca otras artes como palangres (presumiblemente más pelágicos) o cercos.

De la combinación de los dos mapas de delfines mulares (el de distribución de delfines, y el de áreas de alimentación) y del mapa de esfuerzo pesquero, se identifican una serie de lugares con elevado riesgo de potenciales interacciones ecológicas y operacionales. En realidad se puede decir que es susceptible de conflicto toda la franja litoral hasta una profundidad de unos 400 metros, incluyendo la bahía de Almería, sobre todo la mitad oriental, el conjunto volcánico

al sur de Almería conocido como el Seco de los Olivos, y un área relativamente pequeña frente a la costa de Motril en la provincia de Granada.

Algunas de las áreas de interacción potencial se deben fundamentalmente a la presencia de delfines, es el caso de la Isla de Alborán y el área del estrecho de Gibraltar. La reserva de la Isla de Alborán, es un área de pesca restringida y muy regulada en la que hay baja probabilidad de encuentro con pesqueros y muy alta probabilidad de encuentro con delfines mulares. Mientras la pesca esté regulada la probabilidad real de conflicto es baja, pero si la regulación dejase de existir o se modificase permitiendo mayor actividad pesquera es fácil que las interacciones tanto operacionales como de competencia por el recurso se intensificasen. El caso del estrecho de Gibraltar es distinto, en esa área la pesca de arrastre y trasmallo no está especialmente regulada, lo que sucede es que es inviable logísticamente, pero los delfines tienen posibilidad de interacción con otras artes que si se utilizan en el estrecho.

La Bahía de Málaga supone el caso contrario, donde no es muy frecuente encontrar delfines mulares pero sin embargo es el área con mayor intensidad de esfuerzo pesquero de arrastre y trasmallo.

Si se tienen en cuenta únicamente las áreas de alimentación de los animales y no todo su rango de distribución, algunos lugares cobran especial importancia. La bahía de Almería sigue siendo el lugar con más probabilidad de interacciones, y como áreas de probabilidad intermedia aparecen, el sur de Almería y Seco de los Olivos, la costa de Motril y la franja costera desde la bahía de Málaga hasta el afloramiento de Estepona. En estos lugares sí que debe haber al menos algún tipo de interacción trófica ya que tanto pescadores como delfines los usan intensamente para extraer recursos. Sin embargo la falta de datos con componente espacial relativos al recurso (en este caso las presas y/ o especies objeto de pesca comercial) hace imposible deducir si en realidad existe conflicto en todas ellas, en alguna o en ningún caso, ya que el solapamiento es indicativo de conflicto potencial, y no necesariamente de conflicto realizado. También se echan de menos series temporales largas sobre abundancia de recursos y depredadores, para poder incluir la componente temporal en el análisis.

Uno de los posibles efectos de la sobreexplotación de los caladeros y la interacción entre delfines y pesquerías, es que al haber menor disponibilidad de pescado, los animales aprenden a aprovechar los recursos que suponen los descartes de los arrastreros y peces enmallados en trasmallos de modo que aumentan las interacciones operacionales, en ese caso, los pescadores advierten cada vez más delfines alrededor de sus artes de pesca a los que culpan del declive de las capturas. En este caso la aplicación de medidas de mitigación de interacciones operacionales (como los dispositivos de disuasión acústica-pingers) no son más que soluciones temporales y las verdaderas medidas de conservación deben estar encaminadas a reducir la sobreexplotación de recursos.

Con los datos disponibles, y una vez comprobada la existencia de lugares de conflicto potencial y lugares con alta probabilidad de interacción trófica, la única aproximación posible a la evaluación de la competencia por el recurso es la estima de ingesta de los animales y su comparación con los desembarcos en lonja.

Hubiese sido deseable la aplicación de modelos complejos y dinámicos capaces de incorporar la componente espacial y temporal del ecosistema en la evaluación de los efectos de las pesquerías en las poblaciones de cetáceos y viceversa, pero en el área de estudio, la construcción de modelos dinámicos complejos no es posible por varias razones:

- La falta de información precisa sobre descartes de las distintas artes de pesca.
- La falta de un modelo de red trófica de los ecosistemas existentes en el área.
- Aunque se conoce la abundancia de la población de delfines mulares en el área, también se sabe que es una población abierta con inmigración y emigración aún sin cuantificar.
- Tampoco se conocen las abundancias ni hábitos tróficos de otras especies de depredadores presentes en el área ya sean estas otras especies de cetáceos o grandes peces o invertebrados.

Otro factor que ha impedido la aplicación de modelos dinámicos complejos en el estudio de interacciones entre pesquerías y cetáceos es la dificultad para conseguir datos relativos a muchas especies de peces e invertebrados que pueden ser presas de los mamíferos marinos, pero que tienen poco o nulo valor comercial para las pesquerías. También es difícil conseguir datos de abundancia de especies mesopelágicas y migratorias. Atunes, tiburones y peces espada pueden desempeñar importantes funciones en los ecosistemas marinos mediterráneos sin embargo se desconocen muchos de los parámetros de historia natural necesarios para la modelización de sus relaciones con otros integrantes del sistema (Abella, 2004).

En el caso de los delfines mulares se calcularon varias estimas de ingesta para distintos periodos de tiempo, de acuerdo con la información disponible sobre la abundancia de la especie en el área en los últimos años. En el periodo entre el año 2000 y el 2003, la biomasa de pescado extraída por parte de los delfines en el mar de Alborán suponen aproximadamente el 8.7% de las capturas totales de delfines y pesquerías, cuando se consideran únicamente las especies que forman parte de la dieta de los delfines este porcentaje sube hasta el 30% del chicharro, el voraz y el aligote capturado y aproximadamente un 15% del resto de especies consideradas (boquerón, alacha, trompetero, caballa, merluza, besugo y boga. En el estrecho de Gibraltar, aproximadamente el 99% de la extracción de biomasa de las especies de interés (dorada, baila, merluza y lubina) corresponde a los delfines mulares, ya que son especies muy poco explotadas por las pesquerías locales. En otros lugares del mar Mediterráneo se ha estimado que la ingesta de los delfines mulares es aproximadamente equivalente al 0,03% de

la extraída por las pesquerías locales (Bearzi *et al.*, 2008). Si se considera en términos económicos, en el mar de Alborán, las capturas de especies de interés por parte de los delfines suponen el equivalente 27% de los ingresos totales de los pescadores y en el estrecho de Gibraltar las capturas por parte de los delfines mulares suponen el equivalente al 0.41% de los ingresos de los pescadores en el área. Esto se traduce en relaciones cada vez más hostiles en el área de Alborán, y en poca o ninguna preocupación en el área del estrecho, por el momento, ya que es de prever que el cierre de la pesquería de atún rojo (que es la mayor fuente de ingreso de los pescadores de la zona) les haga más dependientes de estas otras especies y se incrementen los conflictos. A modo de comparación se ofrece el dato de Baleares, donde también se han estimado las pérdidas causadas por las interacciones con delfines mulares que son del 6,5% del valor total de las capturas anuales. En este trabajo no se han considerado fundamentalmente por falta de datos, pero para evaluar correctamente el efecto de la competencia entre pesquerías y delfines mulares en la región surmediterránea andaluza sería necesario incorporar datos no sólo de esta especie sino también del resto de cetáceos y peces que puedan depredar sobre las mismas presas modificando las relaciones de competencia.

En el estrecho de Gibraltar, las orcas consumen una cantidad de atún rojo similar a la capturada por atuneros con líneas de mano y almadrabas en los últimos años (de 2005-2007 ambos incluidos). Esta situación de total solapamiento entre orcas y atuneros tradicionales, y las interacciones operacionales en las que las orcas roban el atún a los pescadores son el origen de un conflicto que se agudiza cada año con el declive de las poblaciones de atún rojo. Si se comparan con el total de las capturas de flota atunera de bandera española, y con las capturas totales (entre capturas y granjas de engorde) declaradas de la especie en el Mediterráneo (ICCAT, 2009), las capturas de las orcas y pesquerías tradicionales del estrecho supondrían apenas el 21% de las primeras y un porcentaje mínimo (0.65%) de las capturas totales. Sin considerar las capturas ilegales que la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico estima importantes (ICCAT 2009). De este modo, parece que tanto las orcas como las pesquerías tradicionales de las que dependen están amenazadas por la sobreexplotación de las poblaciones de atún rojo por parte de artes de pesca industrializadas, fundamentalmente barcos de cerco e instalaciones de engorde.

En el caso de los grupos de orcas que dependen exclusivamente del atún rojo, la capacidad de los animales de cambiar de presa, será determinante en la supervivencia de la población. Estos animales deberían encontrar otras especies que les proporcionen tanta energía como los atunes. Aunque atendiendo a los parámetros demográficos de la especie (Esteban 2008), la ingesta de atún rojo por si sola no sirve para mantener la tasa de crecimiento de la población, sino que necesitan de las pesquerías tradicionales a las que les “roban” los atunes de las líneas de mano. Sin este ahorro de energía, y sin atunes, las orcas necesitan encontrar otra fuente de alimento con mayor contenido energético para mantener la población a largo plazo.

En cualquier caso, se necesita más información sobre la dimensión espacial de las especies objeto de captura y su abundancia, y más datos sobre la estructura de los ecosistemas marinos mediterráneos, y las relaciones entre distintas especies para poder construir modelos complejos y dinámicos capaces de describir la influencia de las pesquerías en las poblaciones de cetáceos y viceversa con menos incertidumbre. Los últimos intentos de modelización del estado de los ecosistemas marinos mediterráneos han puesto de manifiesto el gran impacto de las pesquerías en estos ecosistemas durante la década de 1990, (Coll *et al.*, 2006, 2007, 2008) y la sobreexplotación de los recursos pesqueros en el área (Tudela *et al.*, 2005).

Sin embargo, el conocimiento científico no es el único factor (ni el más importante) que influye en la gestión de los recursos marinos. La política internacional tiene tanto peso ó más que la ciencia en la toma de decisiones que afectan a la conservación de los ecosistemas marinos (Gerber *et al.*, 2009) y la Agencia Europea del Medio Ambiente, ha reconocido la sobreexplotación de los recursos pesqueros en los caladeros europeos y admite que las presiones políticas de los grupos de presión de la industria pesquera pesan tanto o más que las recomendaciones científicas a la hora de tomar decisiones (EEA, 2003; EAA, 2004).

En el momento actual, la mayoría de los ecosistemas marinos están tan afectados por la sobrepesca que mantener los niveles de captura actuales no es suficiente y no debe ser el objetivo de la gestión pesquera, el objetivo principal debe ser restaurar los ecosistemas marinos, recuperar su estructura y funcionalidad en la medida de lo posible aunque en el camino haya que tomar medidas de gestión impopulares. Algo de esto se está intentando llevar a cabo mediante la regulación de los descartes, y con la nueva revisión de la Política Pesquera Común de la Comunidad Europea que está en proceso. Algunas de esas medidas podrían ser la regulación estricta o prohibición de determinadas artes de pesca, y la creación de redes de reservas de pesca y áreas marinas protegidas en las que este prohibida cualquier tipo de actividad extractiva (Bohnsack, 1993; Allison *et al.*, 1998; Sumaila *et al.*, 2000; Pitcher, 2001; Hooker, 2004).

Las medidas de conservación destinadas a paliar los efectos de la interacción entre delfines mulares y pesquerías, y orcas y pesquerías en el mar de Alborán y estrecho de Gibraltar, deben ser planificadas atendiendo a las diferentes circunstancias de ambas especies. Las áreas marinas protegidas reducirían en teoría la intensidad de la competencia entre cetáceos y pesquerías. Esta medida podría ayudar a aliviar la presión sobre las poblaciones de delfines mulares, pero en el caso de las orcas del estrecho de Gibraltar hay que considerar el beneficio que obtienen las orcas de las pesquerías tradicionales (Esteban 2008) y el perjuicio que sufren tanto orcas como artes tradicionales por la sobreexplotación de las poblaciones de atún rojo por parte de pesquerías industrializadas.

Un Plan de Conservación de ambas especies es necesario pero no suficiente ya que las decisiones de gestión en ambos casos deben considerar no sólo los aspectos puramente biológicos de la situación sino también los aspectos sociales y económicos de las pesquerías. La experiencia previa muestra que considerar únicamente el aspecto biológico de la situación es ingenuo y no refleja el mundo real. En un lugar donde la pesca es una actividad con tanta tradición, e importancia social y económica la única forma de garantizar el éxito de las medidas de gestión propuestas es una aproximación integrada consiguiendo la implicación de los actores locales, para que no entiendan la conservación del medio marino cómo algo perjudicial para su actividad económica sino cómo algo que resulte en una mejora para todos.

Por último, es conveniente hacer referencia a algunas recomendaciones de gestión que se derivan de los resultados del trabajo, y que se apoyan en el estatus legal de conservación de ambas especies.

En el caso de los delfines mulares la población del Mediterráneo (que incluye a las del mar de Alborán y estrecho de Gibraltar) está calificada cómo “vulnerable” de acuerdo con el criterio A2c,d,e de la UICN (UICN, 2001; Reeves y Notarbartolo di Sciara, 2006).

- A2c,d,e: Reducción del tamaño de la población en $\geq 80\%$ en la últimas tres generaciones a causa de; (subcriterio c) una reducción del área de ocupación, extensión de presencia y/o calidad del hábitat, (subcriterio d) elevados niveles de explotación reales o potenciales por mortalidad en redes de pesca, y (subcriterio e) efectos de contaminantes, y potenciales competidores en el área (pesquerías).

Las principales amenazas para la población son; (1) la reducción en la disponibilidad de alimento causada por la sobreexplotación de recursos pesqueros y degradación ambiental, (2) las capturas accidentales en artes de pesca destinadas a otras especies, y (3) efectos tóxicos de contaminantes xenobióticos (Reeves y Notarbartolo di Sciara 2006). El efecto potencial de la reducción en la disponibilidad de alimento a causa de la sobrepesca ha sido señalado como factor que debe ser especialmente considerado (Bearzi, 2005; Bearzi *et al*, 2008), ya que al ser difícil de cuantificar y evaluar es fácil no darle la importancia necesaria y concentrarse en otras amenazas más evidentes y fáciles de apreciar.

La conservación de los delfines mulares en el Mediterráneo y en el mar de Alborán ha recibido en la última década considerable atención por parte de la comunidad científica (Bearzi, 2002; Bearzi 2003; Bearzi, 2005; Cañadas *et al*, 2005; Cañadas, 2006; Cañadas y Hammond, 2006, Reeves y Notarbartolo di Sciara, 2006). Fruto de este trabajo son los Planes de Conservación de la especie (un borrador para todo el Mediterráneo (Bearzi, 2003) y otro específico para el mar de Alborán (SEC, 2006). Este tipo de Planes de Conservación para la especie son de

obligada creación para todos los países miembros de la Unión Europea, en virtud de la Directiva Hábitat ([Directiva 92/43/CEE](#)) que incluye a la especie en su Anexo II. Una de las propuestas del borrador del Plan de Conservación de delfines mulares en el Mediterráneo (Bearzi, 2003) y del Plan de conservación de la especie en el mar de Alborán (SEC, 2006) es la creación de áreas marinas protegidas. Habitualmente este tipo de reservas o áreas se diseñan atendiendo a la abundancia y distribución de la especie objetivo, y las amenazas más fácilmente cuantificables, pero no con una visión de ecosistema. La propuesta de declaración como área marina protegida (en este caso, *Lugar de Importancia Comunitaria* de acuerdo con la Directiva Hábitat de la Unión Europea) del Seco de los Olivos, podría resultar beneficiosa para todo el ecosistema por la alta productividad del área y la intensa actividad extractiva que soporta, sin embargo, el área del afloramiento de Estepona (importante en la circulación de nutrientes y de gran productividad primaria, con un papel fundamental en el funcionamiento del ecosistema del Mar de Alborán (Rodríguez, 1982)) no se considera lugar de importancia en la conservación de los delfines mulares de la zona, y lo mismo sucede con el frente oceanográfico Almería-Orán.

Si se desea una gestión eficaz a nivel de ecosistema el trabajo de diseño de medidas de conservación (áreas marinas protegidas o cualquier otra medida) debe también abordarse desde la perspectiva del ecosistema y no de una única especie. De hecho, las medidas de gestión encaminadas a la conservación de los delfines mulares están avaladas por un número considerable de leyes nacionales, europeas y por tratados internacionales firmados y ratificados por el Estado español en las últimas décadas (ver anexo IV), que permiten abordar el tema desde diferentes ángulos y considerando todos los componentes de los ecosistemas marinos mediterráneos.

En el caso de la población de orcas del estrecho de Gibraltar, ésta califica como “en peligro crítico” de acuerdo con los criterios C2a(i,ii) y D de la UICN (UICN, 2001; Reeves y Notarbartolo, 2006).

C2a(i,ii): Ambos subcriterios se aplican ya que hay menos de 250 individuos adultos todos ellos en una única subpoblación.

D: Tamaño de la población menor de 50 individuos maduros.

Las principales amenazas para la población son; (1) la sobreexplotación de las poblaciones de atún rojo y por tanto la falta de disponibilidad de alimento (una vez comprobada la importancia de esta presa en su dieta), (2) el cierre de pesquerías tradicionales de atún rojo que permitían a la población de orcas ahorrar energía en alimentarse e invertirla en reproducción, y (3) capturas intencionadas por parte de pescadores que cada vez se sienten más amenazados por los animales en términos de competencia por el recurso (Reeves y Notarbartolo di Sciara 2006).

La especie aparece en el epígrafe “de interés especial” en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, aunque en virtud de los resultados sobre dieta y estructura de la población conseguidos en este trabajo (ver capítulo 6), de los resultados de los trabajos sobre parámetros demográficos de la población obtenidos por CIRCE en los últimos años (Esteban 2008) y de los obtenidos por Foote y colaboradores (2009) sobre la estructura genética de la población y su relación con otras poblaciones europeas, se ha propuesto una revisión de su catalogación y su inclusión en la categoría “vulnerable”.

Esta nueva catalogación impulsaría la creación de un plan de conservación de la población de acuerdo con su dependencia de las pesquerías artesanales de atún rojo en la zona, intentando una gestión integral del sistema en la que pescadores y cetáceos fuesen protagonistas y beneficiarios a partes iguales.

12.-CONCLUSIONES

1. Los delfines mulares del mar de Alborán y estrecho de Gibraltar hacen un uso selectivo del hábitat disponible, y ocupan preferentemente el canal central del Estrecho de Gibraltar, los alrededores de la Isla de Alborán y las aguas del sur de Almería desde Adra hasta el cabo de Gata (incluyendo la bahía), principalmente las formaciones volcánicas submarinas del Seco de los Olivos.
2. Los delfines mulares del mar de Alborán y estrecho de Gibraltar seleccionan activamente algunos lugares y no otros para alimentarse. Estas áreas de alimentación son; el área más occidental del estrecho de Gibraltar, la bahía de Algeciras, el área al sur de Calaburras, la bahía de Almería y el Seco de los Olivos
3. Los delfines mulares del mar de Alborán y estrecho de Gibraltar, forman una única población con un grado de estructuración débil. Esta población es diferente de la que se encuentra al Este del frente oceanográfico Almería-Orán. También hay cierto grado de diferenciación con respecto de la población del golfo de Cádiz, pero no lo suficiente para considerarse poblaciones distintas.
4. Los resultados del experimento con orcas en cautividad prueban que ninguno de los valores de fraccionamiento isotópico utilizados hasta la fecha son apropiados para trabajar con orcas, ni probablemente con otros delfínidos. En su lugar, se proponen los siguientes valores de fraccionamiento: $\delta^{15}\text{N}_{\text{sangre}} = 0,89 \text{ ‰}$; $\delta^{13}\text{C}_{\text{sangre}} = 0,62 \text{ ‰}$; $\delta^{15}\text{N}_{\text{piel}} = 1,53 \text{ ‰}$; y $\delta^{15}\text{N}_{\text{piel}} = 1,5 \text{ ‰}$.
5. Las tasas de reemplazamiento tisular observadas en las orcas durante la duración del experimento son mayores de lo esperado en ambos tejidos y ambos isótopos.
6. Las orcas del estrecho de Gibraltar que pertenecen a los pods de Camacho, Morales, y Macarra (Azul, verde y rojo) presentan valores isotópicos compatibles con una dieta exclusiva de atún rojo (*Thunnus thynnus*). La orca analizada del pod de Vega (amarillo) presenta valores isotópicos propios de una dieta basada en atún rojo (*Thunnus thynnus*), pero complementada con otras especies como caballas (*Scomber scombrus*) o jureles (*Trachurus trachurus*).
7. Los hábitos tróficos de los delfines mulares no están relacionados con su grado de parentesco, el sexo o la estación del año. Sí existe relación entre los hábitos tróficos de

los animales y las distintas áreas en que se ha dividido la región surmediterránea andaluza y el golfo de Cádiz.

8. En los tres lugares analizados la dieta de los delfines mulares presenta composición mixta de especies costeras demersales, nectobentónicas y pelágicas que concuerda a grandes rasgos con lo observado en otras áreas de la Península Ibérica, y con la posición de la especie cuando se comparan sus hábitos tróficos con los de otros cetáceos en el área de estudio. El detalle de la dieta en cada uno de esos sitios es el siguiente:
 - Mar de Alborán. Dieta compuesta fundamentalmente de peces nectobentónicos de la familia de los espáridos, chicharros (*Trachurus picturatus*), caballas (*Scomber scombrus*) y merluzas (*Merluccius merluccius*), y de especies pelágicas como la alacha (*Sardinella aurita*) y el boquerón (*Engraulis encrasicolus*).
 - Estrecho de Gibraltar. Los delfines mulares se alimentan fundamentalmente de doradas (*Spaurus aurata*), bailas (*Dicentrarchus punctatus*), merluzas (*Merluccius merluccius*) y lubinas (*Dicentrarchus labrax*).
 - Golfo de Cádiz. La dieta de los delfines mulares está basada en merluza (*Merluccius merluccius*), dorada (*Spaurus aurata*), corvina (*Argyrosomus regius*), voraz (*Pagellus bogaraveo*), y boquerón (*Engraulis encrasicolus*).
9. La situación del sector pesquero en Andalucía es difícilmente sostenible y atraviesa por un momento delicado. Los desembarcos en lonjas se han reducido en un 52,8% en los últimos 20 años. En ese mismo periodo de tiempo el número de empleos directos se ha reducido en un 44%.
10. El agotamiento de las especies más importantes empuja a la explotación de especies que antes no tenían valor comercial por lo que se detecta un aumento significativo en la composición específica de las capturas pesqueras y su variabilidad interanual, resultado de la continua “exploración” de nuevos lugares y especies. No parece haberse encontrado una pesquería capaz de sostener todo el esfuerzo pesquero que se realiza en la zona y cada año deben buscar nuevos recursos distintos a los ya explotados.
11. Las especies con mayor influencia en la composición específica de las capturas pesqueras son la merluza (*Merluccius merluccius*), merluza del Senegal (*Merluccius senegalensis*), sardina (*Sardina pilchardus*), boquerón (*Engraulis encrasicolus*), alacha (*Sardinella aurita*), estornino (*Scomber japonicus*), caballa (*Scomber scombrus*), pez sable (*Lepidopus caudatus*), pez espada (*Xiphias gladius*), japuta (*Brama brama*) aligote (*Pagellus acarne*), boga (*Boops boops*), escualos diversos, acedías (*Dicologlossa cuneata*), bacaladillas (*Micromessistius poutassou*) y peces varios, e

invertebrados cómo el pulpo común (*Octopus vulgaris*), chirla (*Chamelea gallina*), gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*), y gamba roja (*Aristeus antennatus*).

12. La modelización del esfuerzo pesquero identifica una franja costera con alta intensidad de esfuerzo de pesca que incluye la bahía de Málaga, la bahía de Almería, y el área al sur de Punta Entinas entre la costa y el Seco de los Olivos. Además la intensidad de esfuerzo de arrastre y trasmallo detectada frente a Barbate es muy elevada.
13. Se considera área susceptible de conflicto potencial entre delfines mulares y pesquerías toda la franja litoral hasta una profundidad de unos 400 metros
14. Se consideran áreas de conflicto real entre delfines mulares y pesquerías la bahía de Almería el sur de Almería y Seco de los Olivos, la costa de Motril y la franja costera desde la bahía de Málaga hasta el afloramiento de Estepona.
15. Entre los años 2000 y 2003, la biomasa de pescado consumida por los delfines mulares en el mar de Alborán supone aproximadamente el 8,7% de las capturas totales (delfines+pesquerías). Cuando en el volumen de capturas totales se consideran únicamente las especies que forman parte de la dieta de los delfines este porcentaje sube hasta el 30%. En términos económicos, ese consumo equivale al 27% de los ingresos totales de los pescadores.
16. Entre los años 2000 y 2003, la biomasa de pescado consumida por los delfines mulares en el estrecho de Gibraltar supone más del 99% de las capturas totales (delfines+pesquerías) de las 4 especies que forman parte de la dieta de los delfines. En términos económicos, ese consumo equivale al 0,41% de los ingresos de los pescadores en el área.
17. En el estrecho de Gibraltar, las orcas consumen una cantidad de atún rojo similar a la capturada por atuneros con líneas de mano y almadrabas en el periodo 2005-2007.
- 18.** Tanto las orcas cómo las pesquerías tradicionales de las que dependen están amenazadas por la sobreexplotación de las poblaciones de atún rojo por parte de artes de pesca industrializadas, fundamentalmente barcos de cerco e instalaciones de engorde.

13.- BIBLIOGRAFÍA

Abend, A. G. and Smith, T. D. Differences in Ratios of Stable Isotopes of Nitrogen in Long-Finned Pilot Whales (*Globicephala-Melas*) in the Western and Eastern North-Atlantic. 1995. *Ices Journal of Marine Science*. 52(5):837-841.

Abend, Alan G. and Smith, Tim. 1997. Differences in stable isotope ratios of carbon and nitrogen between long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) and their primary prey in the western north Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*. (54):500-503.

Alverson Dayton L., Freeberg Mark H., Murawski Steven A., and Pope, J. G. 1994. A Global Assessment of Fisheries Bycatch and Discards. *Fao (Food and Agriculture Organization of the United Nations) Fisheries Technical Paper*. 0(339):I-233.

Ashford, J. R., Rubilar, P. S., and Martin, A. R. 1996. Interactions Between Cetaceans and Longline Fishery Operations Around South Georgia. *Marine Mammal Science*. 12(3):452-457.

Baird, R. W., Webster, D. L., Mahaffy, S. D., Mcsweeney, D. J., Schorr, G. S., and Ligon, A. D. 2008. Site Fidelity and Association Patterns in a Deep-Water Dolphin: Rough-Toothed Dolphins (*Steno Bredanensis*) in the Hawaiian Archipelago. *Marine Mammal Science*. 24(3):535-553.

Baird Robin W. and Dill Lawrence M. 1996. Ecological and Social Determinants of Group Size in Transient Killer Whales. *Behavioral Ecology*. 7(4):408-416.

Baird Robin W. and Whitehead, H. A. L. 2000. Social Organization of Mammal-Eating Killer Whales: Group Stability and Dispersal Patterns. *Canadian Journal of Zoology*. 78(12):2096-2105.

Barrett-Lennard Lance G., Smith, T. O. M. G., and Ellis Graeme M. 1996. A Cetacean Biopsy System Using Lightweight Pneumatic Darts, and Its Effect on the Behavior of Killer Whales. *Marine Mammal Science*. 12(1):14-27.

Barros, N. B. and Wells, R. S. 1998. Prey and Feeding Patterns of Resident Bottlenose Dolphins (*Tursiops Truncatus*) in Sarasota Bay, Florida . *Journal of Mammalogy*. 79(3):1045-1059.

Baumgartner, M. F. 1997. The Distribution of Risso's Dolphin (*Grampus Griseus*) With Respect to the Physiography of the Northern Gulf of Mexico. *Marine Mammal Science*. 13(4):614-638.

Baumgartner, M. F., Mullin, K. D., May, L. N., and Leming, T. D. 2001. Cetacean Habitats in the Northern Gulf of Mexico. *Fishery Bulletin*. 99(2):219-239.

Bax N J. 1991. A Comparison of the Fish Biomass Flow to Fish Fisheries and Mammals in Six Marine Ecosystems. *Ices Marine Science Symposia*. 193:217-224.

Bearzi Giovanni, Agazzi Stefano, Bonizzoni Silvia, Costa Marina, and Azzellino Arianna. 2008. Dolphins in a Bottle: Abundance, Residency Patterns and Conservation of Bottlenose Dolphins *Tursiops Truncatus* in the Semi-Closed Eutrophic Amvrakikos Gulf, Greece. *Aquatic Conservation*. 18(2):130-146.

Bearzi Giovanni, Agazzi Stefano, Gonzalvo Joan, Costa Marina, Bonizzoni Silvia, Politi Elena, Piroddi Chiara, and Reeves Randall R. 2008. Overfishing and the Disappearance of Short-Beaked Common Dolphins From Western Greece. *Endangered Species Research*. 5(1):1-12.

- Bearzi Giovanni. Notarbartolo-Di-Sciara Giuseppe, and Politi Elena. 1997. Social Ecology of Bottlenose Dolphins in the Kvarneric (Northern Adriatic Sea). *Marine Mammal Science*. 13(4):650-668.
- Bearzi Giovanni. Politi Elena. Agazzi Stefano. Bruno Sebastiano. Costa Marina, and Bonizzoni Silvia. 2005. Occurrence and Present Status of Coastal Dolphins (*Delphinus Delphis* and *Tursiops Truncatus*) in the Eastern Ionian Sea. *Aquatic Conservation*. 15(3):243-257.
- Bearzi Giovanni. Reeves Randall R.. Notarbartolo-Di-Sciara Giuseppe. Politi Elena. Canadas, A. N. A.. Frantzis Alexandros, and Mussi Barbara. 2003. Ecology, Status and Conservation of Short-Beaked Common Dolphins *Delphinus Delphis* in the Mediterranean Sea. *Mammal Review*. 33(3-4):224-252.
- Bigg M A. 1985. Status of the Steller Sea Lion *Eumetopias-Jubatus* and California Sea Lion *Zalophus-Californianus* in British Columbia Canada. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*. 77:1-20.
- Blanco, C.1995. Cephalopods in the diet of the striped dolphin from the western Mediterranean during an epizootic in 1990 [J. , . J. Zool. Lond 237. ():151-158. CODEN: . ISSN: .
- Bogstad Bjarte. Hauge Kjellrun Hiis, and Ulltang Oyvind. 1997. Multispec: a Multi-Species Model for Fish and Marine Mammals in the Barents Sea. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*. (22):317-341.
- Bolnick, D. I.. Svanbäck, R.. Fordyce, J. A.. Yang, L. H.. Davis, J. M.. Hulsey, C. D., and Forister, M. L. 2003. The ecology of individuals: incidence and implications of individual specialization. *The American Naturalist*. 161(1):1-28.
- Born, E. W. 2003. Reproduction in Male Atlantic Walruses (*Odobenus Rosmarus Rosmarus*) From the North Water (N Baffin Bay). *Marine Mammal Science*. 19(4):819-831.
- Borrell, A.. Aguilar, A.. Tornero, V.. Sequeira, M.. Fernández, G., and Alís, S. 2006. Organochlorine compounds and stable isotopes indicate bottlenose dolphin subpopulation structure around the Iberian Peninsula. *Environment International*. 32:516.
- Bowen, W. D. 1997. Role of Marine Mammals in Aquatic Ecosystems. *Marine Ecology-Progress Series*. 158:267-274.
- Bowles a E. Young W G, and Asper E D. 1988. Ontogeny of Stereotyped Calling of a Killer Whale Calf *Orcinus-Orca* During Her First Year. *Rit Fiskideildar*. 11:251-275.
- Boyd, I. L. 2002. Integrated Environment-Prey-Predator Interactions Off South Georgia: Implications for Management of Fisheries. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*. 12(1):119-126.
- Brotons, J. M.. Grau, A. M., and Rendell, L. 2008. Estimating the Impact of Interactions Between Bottlenose Dolphins and Artisanal Fisheries Around the Balearic Islands. *Marine Mammal Science*. 24(1):112-127.
- Burnham, K.P., y Anderson, D.R. 2002. *Model selection and multimodel inference*. Springer-Verlag New York, Inc.488pp
- Cañadas, A. and Hammond, P. S. 2006. Model-Based Abundance Estimates for Bottlenose Dolphins Off Southern Spain: Implications for Conservation and Management. *Journal of Cetacean Research and Management*. 8(1):13-27.
- Cañadas, A.. Sagarminaga, R., and Garcia-Tiscar, S. 2002. Cetacean Distribution Related With Depth and Slope in the Mediterranean Waters Off Southern Spain. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers*. 49(11):2053-2073.

- Carbonell, A. and Abello, P. 1998. Distribution Characteristics of Pandalid Shrimps (Decapoda: Caridea: Pandalidae) Along the Western Mediterranean Sea. *Journal of Natural History*. 32(10-11):1463-1474.
- Cartes, J. E., Abello, P., Lloris, D., Carbonell, A., Torres, P., Maynou, F., and De Sola, L. G. 2002. Feeding Guilds of Western Mediterranean Demersal Fish and Crustaceans: an Analysis Based on a Spring Survey. *Scientia Marina*. 66:209-220.
- Casale, M. 2002. Depredation by bottlenose dolphins on sole caught in trammel nets: report of an ongoing conflict in northern adriatic sea-Italy. *European Research on Cetaceans* 16. *Proceedings of the 16th Annual Conference of the European Cetacean Society*.
- Cheal a J and Gales N J. 1991. Body Mass and Food Intake in Captive Breeding Bottlenose Dolphins *Tursiops-Truncatus*. *Zoo Biology*. 10(6):451-456.
- Cherel Yves and Duhamel, G. U. Y. 2004. Antarctic Jaws: Cephalopod Prey of Sharks in Kerguelen Waters. *Deep-Sea Research Part I Oceanographic Research Papers*. 51(1):17-31.
- Clark Christopher W. and Ellison William T. 2000. Calibration and Comparison of the Acoustic Location Methods Used During the Spring Migration of the Bowhead Whale, *Balaena Mysticetus*, Off Pt. Barrow, Alaska, 1984-1993. *Journal of the Acoustical Society of America*. 107(6):3509-3517.
- Clementz, Mark T. and Koch.2001. Differentiating aquatic mammal habitat and foraging ecology with stable isotopes in tooth enamel [J.]. *Oecologia* (2001) 129:461-472. (1):461-472. CODEN: . ISSN: .
- Cockcroft, V. G. and Ross, G. J. B. 1990. Age, Growth, and Reproduction of Bottle-Nosed Dolphins *Tursiops-Truncatus* From the East Coast of Southern Africa. *Fishery Bulletin*. 88(2):289-302.
- Coll, M., Palomera, I., Tudela, S., and Dowd, M. 2008. Food-Web Dynamics in the South Catalan Sea Ecosystem (NW Mediterranean) for 1978-2003. *Ecological Modelling*. 217(1-2):95-116.
- Coll, M., Palomera, I., Tudela, S., and Sarda, F. 2006. Trophic Flows, Ecosystem Structure and Fishing Impacts in the South Catalan Sea, Northwestern Mediterranean. *Journal of Marine Systems*. 59(1-2):63-96.
- Coll, M., Santojanni, A., Palomera, I., Tudela, S., and Arneri, E. 2007. An Ecological Model of the Northern and Central Adriatic Sea: Analysis of Ecosystem Structure and Fishing Impacts. *Journal of Marine Systems*. 67(1-2):119-154.
- Couperus, A. S. 1994. Killer Whales (*Orcinus Orca*) Scavenging on Discards of Freezer Trawlers North East of the Shetland Islands. *Aquatic Mammals*. 20(1):47-51.
- Crawford, K., McDonald, R. A., and Bearhop, S. 2008. Applications of stable isotopes techniques to the ecology of mammals. *Mammal Rev*. 38(1):87-107.
- Cree, A., Lyon, G. L., Cartland-Shaw, L., and Tyrrell, C. 1999. Stable Carbon Isotope Ratios as Indicators of Marine Versus Terrestrial Inputs to the Diets of Wild and Captive Tuatara (*Sphenodon Punctatus*). *New Zealand Journal of Zoology*. 26(3):243-253.
- Crawley, M.J. 2007. *The R book*. John Wiley & Sons, Ltd. 942 pp.
- D'agrosa, C., Lennert-Cody, C. E., and Vidal, O. 2000. Vaquita Bycatch in Mexico's Artisanal Gillnet Fisheries: Driving a Small Population to Extinction. *Conservation Biology*. 14(4):1110-1119.

Dahlheim M. E. 1988 Killer whale (*Orcinus orca*) depredation on longline catches of sablefish (*Anoplopoma fimbria*) in Alaskan waters. NWAFC Processed Report 88-14 31 pp.

Dahlheim, M. E., Schulman-Janiger, A., Black, N., Ternullo, R., Ellifrit, D., and Balcomb, K. C. 2008. Eastern Temperate North Pacific Offshore Killer Whales (*Orcinus Orca*): Occurrence, Movements, and Insights Into Feeding Ecology. *Marine Mammal Science*. 24(3):719-729.

Dalla Rosa, L. and Secchi, E. R. 2007. Killer Whale (*Orcinus Orca*) Interactions With the Tuna and Swordfish Longline Fishery Off Southern and South-Eastern Brazil: a Comparison With Shark Interactions. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 87(1):135-140.

Darnaude, A. M., Salen-Picard, C., and Harmelin-Vivien, M. L. 2004. Depth Variation in Terrestrial Particulate Organic Matter Exploitation by Marine Coastal Benthic Communities Off the Rhone River Delta (Nw Mediterranean). *Marine Ecology-Progress Series*. 275:47-57.

Darnaude, A. M., Salen-Picard, C., Polunin, N. V. C., and Harmelin-Vivien, M. L. 2004. Trophodynamic Linkage Between River Runoff and Coastal Fishery Yield Elucidated by Stable Isotope Data in the Gulf of Lions (Nw Mediterranean). *Oecologia*. 138(3):325-332.

Darnaude, Audrey. M. 2005. Fish ecology and terrestrial carbon use in coastal areas: implications for marine fish production. *Journal of Animal Ecology*. 74:864-876.

Das, K., Lepoint, G., Leroy, Y., and Bouquegneau, J. M. 2003. Marine Mammals From the Southern North Sea: Feeding Ecology Data From Delta C-13 and Delta N-15 Measurements. *Marine Ecology-Progress Series*. 263:287-298.

Das, Krishna.2000. Carbon and nitrogen Stable Isotopes and Heavy metals in Marine Mammals Stranded on the Belgian and Dutch Coasts: A ten years study. [J. , . . ()]. CODEN: . ISSN: .

Demaster, D. P., Fowler, C. W., Perry, S. L., and Richlen, M. E. 2001. Predation and Competition: the Impact of Fisheries on Marine-Mammal Populations Over the Next One Hundred Years. *Journal of Mammalogy*. 82(3):641-651.

Deniro, M. J. and Epstein, S. 1978. Influence of Diet on Distribution of Carbon Isotopes in Animals. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*. 42(5):495-506.

Deniro, M. J. and Epstein, S. 1981. Influence of Diet on the Distribution of Nitrogen Isotopes in Animals. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*. 45(3):341-351.

Diaz Gamboa Oscar and Gioielli Luiz Antonio. 2003. Consistency of Structured Lipids From Fish Oil and Palm Kernel Fat. *Grasas Y Aceites*. 54(2):122-129.

Estrada, J. A., Rice, A. N., Lutcavage, M. E., and Skomall, G. B. 2003. Predicting Trophic Position in Sharks of the North-West Atlantic Ocean Using Stable Isotope Analysis. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 83(6):1347-1350.

Fertl, D., Jefferson, T. A., Moreno, I. B., Zerbini, A. N., and Mullin, K. D. 2003. Distribution of the Clymene Dolphin *Stenella Clymene*. *Mammal Review*. 33(3-4):253-271.

Fertl, D. and Leatherwood, S.1997. Cetacean interactions with trawls: A preliminary Review [J. , . Jour. Of Northwest Atlantic Fishery Science.. 22():219-248. CODEN: . ISSN: .

Florido del Corral. 2006. Las Almadrabas Andaluzas: Entre el Prestigio y el Mercado. Economía de Prestigio Versus Economía de Mercado. Sevilla, España. Padilla Libros Editores y Libreros. Vol. 1. Pag. 193-214.

Folch, J., Lees, M., and Stanley, G. H. S. 1957. A Simple Method for the Isolation and Purification of Total Lipides From Animal Tissues. *Journal of Biological Chemistry*. 226(1):497-509.

- Ford, J. K. B., Ellis, G. A., Matkin, D. R., Balcomb, K. C., Briggs, D., and Morton, A. B. 2005. Killer Whale Attacks on Minke Whales: Prey Capture and Antipredator Tactics. *Marine Mammal Science*. 21(4):603-618.
- Ford, J. K. B., Ellis, G. M., Barrett-Lennard, L. G., Morton, A. B., Palm, R. S., and Balcomb, K. C. 1998. Dietary Specialization in Two Sympatric Populations of Killer Whales (*Orcinus Orca*) in Coastal British Columbia and Adjacent Waters. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*. 76(8):1456-1471.
- Forney, K. A. 1999. Trends in Harbour Porpoise Abundance Off Central California, 1986-95: Evidence for Interannual Changes in Distribution? *Journal of Cetacean Research and Management*. 1(1):73-80.
- Forney, K. A. 2000. Environmental Models of Cetacean Abundance: Reducing Uncertainty in Population Trends. *Conservation Biology*. 14(5):1271-1286.
- Fry B.D. 1982. Tracing Shrimp Migrations and Diets Using Variations in Stable Isotopes. *Dissertation Abstracts International B Sciences and Engineering*. 42(11):4290.
- Garcia-Charton, J. A. and Perez-Ruzafa, A. 2001. Spatial Pattern and the Habitat Structure of a Mediterranean Rocky Reef Fish Local Assemblage. *Marine Biology*. 138(5):917-934.
- García del Hoyo. 2007. Economía clásica, liberalización pesquera y sobreexplotación en Andalucía. Historia de la Pesca en el Ámbito del Estrecho. I Conferencia Internacional Sobre Historia de la Pesca en el Ámbito del Estrecho (1). Num. 1. Puerto de Santa María, Cádiz, España. Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca, Consejería de Educación y Ciencia. Pag. 855-926.
- García-Tiscar, S., Sagarminaga, R., and Cañadas, A. 2001. Arrival and permanence of an immigrant group of bottlenose dolphins in the north-eastern Alboran Sea. *Evans, P. G. H. and O'Boyle, E., Rome, Italy*. 225-228.
- García Vargas. 2007. Pesca y salazones en la Bética altoimperial. Historia de la Pesca en el Ámbito del Estrecho. I Conferencia Internacional Sobre Historia de la Pesca en el Ámbito del Estrecho (1). Num. 1. Puerto de Santa María, Cádiz, España. Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca, Consejería de Educación y Ciencia. Pag. 531-576.
- Gazo, M., Gonzalvo, J., and Aguilar, A. 2008. Pingers as Deterrents of Bottlenose Dolphins Interacting With Trammel Nets. *Fisheries Research*. 92(1):70-75.
- Gerber, Leah R., Morissette, Lyne, Kaschner, Kristin, and Pauly, Daniel. 2009. ECOLOGY: Should Whales Be Culled to Increase Fishery Yield? *Science*. 323(5916):880-881.
- Gil de Sola Simarro, L. 1994. Ictiofauna demersal de la plataforma continental del mar de Alborán (Mediterráneo suroccidental ibérico). *Bol. Inst. Esp. Oceanogr*. 10(1). 63-79.
- Gonzalez-Cruz, D., Gonzalez Días, A., Izquierdo Labrado, J. 2007. La pesca occidental en el golfo de Cádiz y su proyección atlántico africana durante la edad moderna. Historia de la Pesca en el Ámbito del Estrecho. I Conferencia Internacional Sobre Historia de la Pesca en el Ámbito del Estrecho (1). Num. 1. Puerto de Santa María, Cádiz, España. Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca, Consejería de Educación y Ciencia. Pag 805-854.
- Gonzalvo, Joan, Valls, Maria, Cardona, Lluís, y Aguilar, Alex. 2008. Factors determining the interaction between common bottlenose dolphins and bottom trawlers off the Balearic Archipelago (western Mediterranean Sea) *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 367(1):47-52. ISSN: 0022-0981.
- Green, G. A., Brueggeman, J. J., Grotefendt, R. A., and Bowlby, C. E. 1995. Offshore Distances of Gray Whales Migrating Along the Oregon and Washington Coasts, 1990. *Northwest Science*. 69(3):223-227.

Green, K., Slip, D. J., and Moore, G. J. 1998. The Take of Fish Species by Seabirds and Marine Mammals in the Australian Fisheries Zone Around Heard Island: the Potential for Competition With a Commercial Fishery. *Polar Biology*. 20(4):273-280.

Gregg, E. J. and Trites, A. W. 2001. Predictions of Critical Habitat for Five Whale Species in the Waters of Coastal British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 58(7):1265-1285.

Guinet, C. 1991. The Killer Whales (*Orcinus-Orca*) of the Crozet Archipelago - Some Comparisons With Other Populations. *Revue D Ecologie-La Terre Et La Vie*. 46(4):321-337.

Guinet, C. and Bouvier, J. 1995. Development of Intentional Stranding Hunting Techniques in Killer Whale (*Orcinus-Orca*) Calves at Crozet Archipelago. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*. 73(1):27-33.

Guinet, C., Domenici, P., De Stephanis, R., Barrett-Lennard, L., Ford, J. K. B., and Verborgh, P. 2007. Killer Whale Predation on Bluefin Tuna: Exploring the Hypothesis of the Endurance-Exhaustion Technique. *Marine Ecology-Progress Series*. 347:111-119.

Gulland J A. 1986. Marine Mammal-Fisheries Interactions. *Ambio*. 15(3):152-154.

Hamer, D. J., Ward, T. M., and Mcgarvey, R. 2008. Measurement, Management and Mitigation of Operational Interactions Between the South Australian Sardine Fishery and Short-Beaked Common Dolphins (*Delphinus Delphis*). *Biological Conservation*. 141(11):2865-2878.

Herzka, S. Z. and Holt, G. J. 2000. Changes in Isotopic Composition of Red Drum (*Sciaenops Ocellatus*) Larvae in Response to Dietary Shifts: Potential Applications to Settlement Studies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 57(1):137-147.

Hesslein, R. H., Hallard, K. A., and Ramlal, P. 1993. Replacement of Sulfur, Carbon, and Nitrogen in Tissue of Growing Broad Whitefish (*Coregonus-Nasus*) in Response to a Change in Diet Traced by Delta-S-34, Delta-C-13 and Delta-N-15. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 50(10):2071-2076.

Heyning J E and Dahlheim M E. 1988. *Orcinus-Orca*. *Mammalian Species*. (304):1-9.

Hicks, B. D., Staubin, D. J., Geraci, J. R., and Brown, W. R. 1985. Epidermal Growth in the Bottlenose Dolphin, *Tursiops-Truncatus*. *Journal of Investigative Dermatology*. 85(1):60-63.

Hobson, K. A., Alisauskas, R. T., and Clark, R. G. 1993. Stable-Nitrogen Isotope Enrichment in Avian-Tissues Due to Fasting and Nutritional Stress - Implications for Isotopic Analyses of Diet. *Condor*. 95(2):388-394.

Hobson, K. A. and Clark, R. G. 1992. Assessing Avian Diets Using Stable Isotopes .1. Turnover of C-13 in Tissues. *Condor*. 94(1):181-188.

Hobson, K. A. and Montevecchi, W. A. 1991. Stable Isotopic Determinations of Trophic Relationships of Great Auks. *Oecologia*. 87(4):528-531.

Hobson, K. A. and Stirling, I. 1997. Low Variation in Blood Delta C-13 Among Hudson Bay Polar Bears: Implications for Metabolism and Tracing Terrestrial Foraging. *Marine Mammal Science* . 13(3):359-367.

Hobson, Keith A., Schell, D. M., Renouf, D., and Noseworthy, E. 1996. Stable carbon and nitrogen isotopic fractionation between diet and tissues of captive seals. implications for dietary reconstruction involving marine mammals [J. , . *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*. 53():528-533. CODEN: . ISSN: .

Hobson, Keith A., Sease, J. L., and Piatt, J. J. 1997. Investigating trophic relationships of pinnipeds in Alaska and Washington using stable isotopes ratios of nitrogen and carbon. *Marine Mammal Science*. 13(1):114-132.

Hobson, Keith A. and Wassenar, L. I. 1999. Stable isotope ecology: an introduction. *Oecologia*. 120:312-313.

Hoelzel, A. R., Dahlheim, M., and Stern, S. J. 1998. Low Genetic Variation Among Killer Whales (*Orcinus Orca*) in the Eastern North Pacific and Genetic Differentiation Between Foraging Specialists. *Journal of Heredity*. 89(2):121-128.

Hoelzel A. R. and Dover G. A. 1989. Molecular Techniques for Examining Genetic Variation and Stock Identity in Cetacean Species. Donovan, G. P. (Ed.). Reports of the International Whaling Commission Special Issue, No. 11. The Comprehensive Assessment of Whale Stocks: the Early Years. Vi+210p. International Whaling Commission: Cambridge, England, UK. Illus. Maps. 81-120.

Hoelzel, A. R., Hey, J., Dahlheim, M. E., Nicholson, C., Burkanov, V., and Black, N. 2007. Evolution of Population Structure in a Highly Social Top Predator, the Killer Whale. *Molecular Biology and Evolution*. 24(6):1407-1415.

Hooker, S. K., Whitehead, H., Gowans, S., and Baird, R. W. 2002. Fluctuations in Distribution and Patterns of Individual Range Use of Northern Bottlenose Whales. *Marine Ecology-Progress Series*. 225:287-297.

Hooker, Sascha, Baird, Robin, Whitehead, Hal, Al-Omari, Sa'ad, and Shannon, Gowans. 2001. Behavioural reactions of northern bottlenose whales (*Hyperoodon ampullatus*) to biopsy darting and tag attachment procedures. *Fishery Bulletin*. 99:303-308.

Hyrenbach, David. 2000. Marine protected areas and ocean basin management [J]. , . Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosys. 437-458. CODEN: . ISSN: .

Innes, D., Lavigne, David, M. Earle, W. M., and Kovacs, K.M. 1987. Feeding rates of seals and whales. *Journal of Animal Ecology*. 56(1):115-130.

Jackson, J. B. C., Kirby, M. X., Berger, W. H., Bjorndal, K. A., Botsford, L. W., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J. A., Hughes, T. P., Kidwell, S., Lange, C. B., Lenihan, H. S., Pandolfi, J. M., Peterson, C. H., Steneck, R. S., Tegner, M. J., and Warner, R. R. 2001. Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science*. 293(5530):629-638.

Jefferson, T. A., Stacey, P. J., and Baird, R. W. 1991. A Review of Killer Whale Interactions With Other Marine Mammals - Predation to Coexistence. *Mammal Review*. 21(4):151-180.

Jennings, Simon, Reñones, Olga, Morales-Nin, Beatriz, Polunin, Nicholas V. C., Moranta, Juan, and Coll, Josep. 1997. Spatial variation in the ^{15}N and ^{13}C stable isotope composition of plants, invertebrates and fishes on Mediterranean reefs: implications for the study of trophic pathways. *Marine Ecology Progress Series*. 146:109-116.

Kaschner, K., Watson, R., Trites, A. W., Christensen, V., and Pauly, D. 2005. Modeling and mapping worldwide resource overlap between marine mammals and fisheries. *ECS. ECS LA Rochelle*.

Kaschner Kristin, Stergiou Konstantinos I., Weingartner Gunna, and Kumagai Saeko. 2004. Trophic Levels of Marine Mammals and Overlap in Resource Utilization Between Marine Mammals and Fisheries in the Mediterranean Sea. *Ciesm Workshop Monographs*. 25:51-58.

Kastelein, R. A., Kershaw, J., Berghout, E., and Wiepkema, P. R. 2003. Food consumption and suckling in Killer whales. 38, (1): 204-218.

Kastelein, R. A., Vaughan, N., Walton, S., and Wiepkema, P. R. 2002. Food intake and body measurements of Atlantic bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in captivity [doi: DOI: 10.1016/S0141-1136(01)00123-4]. *Marine Environmental Research*. 53(2):199-218. ISSN: 0141-1136.

Keller, C. A., Ward-Geiger, L. I., Brooks, W. B., Slay, C. K., Taylor, C. R., and Zoodsma, B. J. 2006. North Atlantic Right Whale Distribution in Relation to Sea-Surface Temperature in the Southeastern United States Calving Grounds. *Marine Mammal Science*. 22(2):426-445.

Kelly, Jeffrey F. 2000. Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology [J.]. *Can. Journ. Zool.* 78. 1-27. CODEN: . ISSN: .

Kenney, Robert. D. 1987. Cetacean biomass densities near submarine canyons compared to adjacent shelf/slope areas [J.]. *Continental Shelf Research*. 107-114. CODEN: . ISSN: .

Klaassen, Marcel. Thums, Michele, and Hume, Ian. D. 2004. Effects of diet change on carbon and nitrogen stable-isotope ratios in blood cells and plasma of the long nosed bandicoot (*Perameles nasuta*). *Australian Journal of Zoology*. 52:635-647.

Kleiber, M. 1975. Metabolic Turnover Rate - Physiological Meaning of Metabolic-Rate Per Unit Body-Weight. *Journal of Theoretical Biology*. 53(1):199-204.

Knoff, A., Hohn, A., and Macko, S. 2008. Ontogenetic Diet Changes in Bottlenose Dolphins (*Tursiops Truncatus*) Reflected Through Stable Isotopes. *Marine Mammal Science*. 24(1):128-137.

Kock, K. H., Purves, M. G., and Duhamel, G. 2006. Interactions Between Cetacean and Fisheries in the Southern Ocean. *Polar Biology*. 29(5):379-388.

Krahn, M. M., Herman, D. P., Matkin, C. O., Durban, J., Barret-Lennard, L. G., Burrows, D. G., Dalheim, E. M., Black, N., LeDuc, R. G., and Wade, P. R. 2007. Use of chemical tracers in assessing the diet and foraging regions of eastern North Pacific Killer Whales. *Marine Environment Research*. 63(2007):114-91.

Krahn, M. M., Pitman, R. L., Burrows, D. G., Herman, D. P., and Pearce, R. W. 2007. Assessing the feeding ecology of Antarctic type C killer whales using chemical tracers. *International Whaling Commission Report*. SC/58/E13.

Krahn, M. M., Pitman, R. L., Burrows, D. G., Herman, D. P., and Pearce, R. W. 2008. Use of Chemical Tracers to Assess Diet and Persistent Organic Pollutants in Antarctic Type C Killer Whales. *Marine Mammal Science*. 24(3):643-663.

Kurle, C. M. 2002. Stable isotope ratios of blood components from captive northern fur seal (*Callorhinus ursinus*) and their diet: applications for studying the foraging ecology of wild otariids. *Can. J. Zool.* 80:902-909.

Lajtha, K., y Michener, R.H. 1994. *Stable isotopes in Ecology y Environmental Science*. Blackwell Scientific Publications. 316 pp.

Lauriano, G., Tunesi, L., Notarbartolo di Sciara, G., Salvati, E., and Cardinali, A. 1999. The role of cetaceans in the zoning proposal of marine protected areas: the case of the Asinara Island MPA. *Evans, P. G. H., Cruz, J., and Raga, J. A. European Research on Cetaceans 13: Thirteenth annual conference of the European Cetacean Society. Valencia, Spain. 114-117.*

Lavigne, D. M., Innes, S., Worthy, G. A. J., Kovacs, K. M., Schmitz, O. J., and Hickie, J. P. 1986. Metabolic Rates of Seals and Whales. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*. 64(2):279-284.

- Lavigne, David. M. 1996. Ecological interactions between marine mammals, commercial fisheries and their prey: unravelling the tangled web. *Studies of high latitude seabirds*. 4. Trophic relationships and energetics of endotherms in cold ocean systems. The Canadian Wildlife series.
- Leatherwood, S., Reeves R.R., Leatherwood, S., and Reeves R.R. 1983. The Sierra Club Handbook of Whales and Dolphins. The Sierra Club Handbook of Whales and Dolphins. i, xviii, 1-302.
- Lesage, V., Hammill, M. O., and Kovacs, K. M. 2001. Marine Mammals and the Community Structure of the Estuary and Gulf of St Lawrence, Canada: Evidence From Stable Isotope Analysis. *Marine Ecology-Progress Series*. 210:203-221.
- Lesage, V., Hammill, M. O., and Kovacs, K. M. 2002. Diet-Tissue Fractionation of Stable Carbon and Nitrogen Isotopes in Phocid Seals. *Marine Mammal Science*. 18(1):182-193.
- MacAvoy S.E., Macko S.A., Arneson L. 2005. Growth versus metabolic tissue replacement in mouse tissues determined by stable carbon and nitrogen isotope analysis. *Can. J. Zool.* 83: 631-641.
- MacAvoy, Stephen. Arneson, Lynne 1, and Bassett, Ethan. 2006. Correlation of metabolism with tissue carbon and nitrogen turnover rate in small mammals [doi:10.1007/s00442-006-0522-0]. *Oecologia*. 150:190-201.
- Margalef, 1985. *El Mediterráneo Occidental*. Ediciones Omega. 374 pp.
- Markowitz, T. M., Harlin, A. D., Wursig, B., and McFadden, C. J. 2004. Dusky Dolphin Foraging Habitat: Overlap With Aquaculture in New Zealand. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*. 14(2):133-149.
- Markussen, N. H., Ryg, M., and Lydersen, C. 1992. Food-Consumption of the Ne Atlantic Minke Whale (*Balaenoptera-Acutorostrata*) Population Estimated With a Simulation-Model. *Ices Journal of Marine Science*. 49(3):317-323.
- Moller, L. M. and Beheregaray, L. B. 2004. Genetic Evidence for Sex-Biased Dispersal in Resident Bottlenose Dolphins (*Tursiops Aduncus*). *Molecular Ecology*. 13(6):1607-1612.
- Morales, A., Roselló, E. 2007. La pesca en la Antigüedad andaluza: una perspectiva biológica. *Historia de la Pesca en el Ámbito del Estrecho. I Conferencia Internacional Sobre Historia de la Pesca en el Ámbito del Estrecho (1)*. Num. 1. Puerto de Santa María, Cádiz, España. Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca, Consejería de Educación y Ciencia. Pag. 37-80.
- Morin, Y y Lesage, V. 2003. Effects of DMSO and lipid extraction methods on stable carbon and nitrogen isotopes ratios in the skin of odontocetes and mysticetes. *Proceedings of the 15th biennial conference on the biology of marine mammals*. Greensboro.NC.
- Natoli, A., Birkun, A., Aguilar, A., Lopez, A., and Hoelzel, A. R. 2005. Habitat Structure and the Dispersal of Male and Female Bottlenose Dolphins (*Tursiops Truncatus*). *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*. 272(1569):1217-1226.
- Niveau de Villedaray y Mariñas- 2007. Ofrendas de peces y moluscos en la necrópolis púnica de Cádiz. Una aproximación. *Historia de la Pesca en el Ámbito del Estrecho. I Conferencia Internacional Sobre Historia de la Pesca en el Ámbito del Estrecho (1)*. Num. 1. Puerto de Santa María, Cádiz, España. Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca, Consejería de Educación y Ciencia. Pag. 599-632.
- Notarbartolo-Di-Sciara, G. 1990. A Note on the Cetacean Incidental Catch in the Italian Driftnet Swordfish Fishery, 1986-1988. *International Whaling Commission Report of the Commission*. 40:459-460.

- Notarbartolodisciara, G. 1987 Killer Whale, *Orcinus-Orca*, in the Mediterranean-Sea. *Marine Mammal Science*.. 3(4):356-360.
- Odell, D. K., Stolen, M. K., Rittmaster, K., and Witcher, R. E. 1999 Dolphin 56 - a twenty year history of a wild but sociable, male bottlenose dolphin. Evans, P. G. H., Cruz, J., and Raga, J. A. *European Research on Cetaceans 13: Thirteenth annual conference of the European Cetacean Society*. Valencia, Spain. : 390.
- Ogden, L. J. E., Hobson, K. A., and Lank, D. B. 2004. Blood Isotopic ($\Delta C-13$ and $\Delta N-15$) Turnover and Diet-Tissue Fractionation Factors in Captive Dunlin (*Calidris alpina pacifica*). *Auk*. 2004. 121(1):170-177.
- Oksanen, T. A., Koivula, M., Koskela, E., and Mappes, T. 2007 The Cost of Reproduction Induced by Body Size at Birth and Breeding Density. *Evolution*.. 61:2822-2831.
- Ostrom, Peggy Macko Stephen A. and Lien, J., 1992. Evaluation of the diet of Sowerby's beaked whale (*Mesoplodon bidens*), based on isotopic comparison among northwestern Atlantic cetaceans *Can. J. Zool.* . 1993. 71():858-861.
- Palomera, I., Olivar, M. P., Salat, J., Sabates, A., Coll, M., Garcia, A., and Morales-Nin, B. 2007. Small Pelagic Fish in the Nw Mediterranean Sea: an Ecological Review. *Progress in Oceanography*. 74(2-3):377-396.
- Parrilla G and Kinder T H. 1987. The Physical Oceanography of the Alboran Sea Mediterranean. *Boletin Instituto Espanol De Oceanografia*.. 4(1):133-166.
- Pauly, D., Christensen, V., Froese, R., and Palomares, M. L. 2000 Fishing Down Aquatic Food Webs. *American Scientist*.. 88(1):46-51.
- Pauly, D., Trites, A. W., Capuli, E., and Christensen, V. 1998. Diet composition and trophic levels of marine mammals. *ICES Journal of Marine Science*. 55:467-481.
- Pauly Daniel, Maclean, J. A. Y., Pauly Daniel, and Maclean, J. A. Y. 2003. In a Perfect Ocean: the State of Fisheries and Ecosystems in the North Atlantic Ocean. In a Perfect Ocean: the State of Fisheries and Ecosystems in the North Atlantic Ocean. i, xi, 1-175.
- Peddemors, V. M. 1999. Delphinids of Southern Africa: a Review of Their Distribution, Status and Life History. *Journal of Cetacean Research and Management*. 1(2):157-165.
- Phillips, Donald. L and Gregg, Jillian W. 2003. Source partitioning using stable isotopes: coping with too many sources. *Oecologia*. 136:261-169.
- Phillips, Donald. L. Gregg, Jillian W., and Newsome, Seth. D. 2005. Combining sources in stable isotopes mixing models: alternative methods. *Oecologia*. 136:261-169
- Pierce, G. J. and Boyle, P. R. 1991. A Review of Methods for Diet Analysis in Piscivorous Marine Mammals. *Oceanography and Marine Biology*. 29:409-486.
- Pinnegar, J. K., Jennings, Simon, O'Brien, C. M., and Polunin, Nicholas V. C. 2002. Long-term changes in the trophic level of the Celtic Sea fish community and fish market price distribution. *Journal of Applied Ecology*. 39:377-390.
- Pitcher, Tony J 1. Watson, Reg 1. Forrest, Robyn. 2002. Estimating illegal and unreported catches from marine ecosystems: a basis for change Fish and Fisheries. 3317-339.
- Podlesak DW, McWilliams SR, Hatch KA . 2005. Stable isotopes in breath, blood, feces and feathers can indicate intra-individual changes in the diet of migratory song-birds. *Oecologia* 142:501

Polunin, Nicholas V. C., Morales-Nin, Beatriz, Pawsey, W. E., Cartes, J. E., Pinnegar, J. K., and Moranta, Juan. 2001. Feeding relationships in Mediterranean bathyal assemblages elucidated by stable nitrogen and carbon isotope data. *Marine Ecology Progress Series*. 220:13-23.

Ponsard, S. 1999. Effects of several preservation methods on the isotopic content of *Drosophila* samples. *C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences De La Vie*, 322 35-41

Purves, M. G., Agnew, D. J., Balguerías, E., Moreno, C. A., and Watkins, B. 2004. Killer Whale (*Orcinus Orca*) and Sperm Whale (*Physeter Macrocephalus*) Interactions With Longline Vessels in the Patagonian Toothfish Fishery at South Georgia, South Atlantic. *Ccamlr Science*. 11:111-126.

Queller, D. C. and Goodnight, K. F. 1989. Estimating Relatedness Using Genetic-Markers. *Evolution*. 43(2):258-275.

Raga, J. A. and Pntoja, J. 2004. Proyecto mediterráneo: zonas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español. ORGANISMO AUTONOMO PARQUES NACIONALES. ISBN: 978-84-8014-574-9.

Raidal, S. R. and Raidal, S. L. 2006. Comparative renal physiology of exotic species. *Vet. Clin. Exot:Anim*. 9:13-31.

Rau, G. H., Mearns, A. J., Young, D. R., Olson, R. J., Schafer, H. A., and Kaplan, I. R. 1983. Animal $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ correlates with trophic level in pelagic food webs. *Ecology*. 64(5):1314-1318.

Read, Andrew J., Drinker, Phebe, and Northridge, Simon . 2006. Bycatch of Marine Mammals in U.S. and Global Fisheries. *Conservation Biology*. 20(1):163-169.

Redfern, J. V., Ferguson, M. C., Becker, E. A., Hyrenbach, K. D., Good, C., Barlow, J., Kaschner, K., Baumgartner, M. F., Forney, K. A., Ballance, L. T., Fauchald, P., Halpin, P., Hamazaki, T., Pershing, A. J., Qian, S. S., Read, A., Reilly, S. B., Torres, L., and Werner, F. 2006. Techniques for Cetacean-Habitat Modeling. *Marine Ecology-Progress Series*. 310:271-295.

Reeves, R.R., Stewart, B.R., Clapham, P.J., y Powell, J.A. 2002. Guide to marine mammals of the world. National Audubon Society. 527pp.

Reeves, R. R., Smith, T. D., Josephson, E. A., Clapham, P. J., and Woolmer, G. 2004. Historical Observations of Humpback and Blue Whales in the North Atlantic Ocean: Clues to Migratory Routes and Possibly Additional Feeding Grounds. *Marine Mammal Science*. 20(4):774-786.

Rendell L., Whitehead H. 2000. Culture in whales y dolphins. *Behavioural y Brain Science* (in press).

Ridgway, S. H. .1972. Homeostasis in the aquatic environment. In *Mammals of the Sea: Biology and Medicine* (ed. S. H. Ridgway), pp. 590–747. Springfield, IL: Charles C. Thomas Publisher.

Riedman, M. L. 1982. The Evolution of Alloparental Care and Adoption in Mammals and Birds. *Quarterly Review of Biology*. 57(4):405-435.

Ríos Jimenez, S. 2007. La pesca en Andalucía (1700-1900): una visión a largo plazo. Historia de la Pesca en el Ámbito del Estrecho. I Conferencia Internacional Sobre Historia de la Pesca en el Ámbito del Estrecho (1). Num. 1. Puerto de Santa María, Cádiz, España. Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca, Consejería de Educación y Ciencia. Pag. 927-960.

- Rocklin, D. Santoni, M. C., Culioli, J. M., Tomasini, J. A., Pelletier, D., and Mouillot, D. 2009. Changes in the Catch Composition of Artisanal Fisheries Attributable to Dolphin Depredation in a Mediterranean Marine Reserve. *Ices Journal of Marine Science*. 66(4):699-707.
- Rojas-Bracho, L., Reeves, R. R., and Jaramillo-Legorreta, A. 2006. Conservation of the Vaquita *Phocoena Sinus*. *Mammal Review*. 36(3):179-216.
- Ross, H. M. and Wilson, B. 1996. Violent Interactions Between Bottlenose Dolphins and Harbour Porpoises. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*. 263(1368):283-286.
- Ruiz Mata, D., Ruiz Gil, J.A., López Amador, J.J. 2007. La pesca en época prerromana en la bahía de Cádiz 8Apéndice sobre las factorías de salazones en El Puerto de Santa María). *Historia de la Pesca en el Ámbito del Estrecho. I Conferencia Internacional Sobre Historia de la Pesca en el Ámbito del Estrecho (1)*. Num. 1. Puerto de Santa María, Cádiz, España. Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca, Consejería de Educación y Ciencia. Pag. 269-338.
- Sabates, A., Martin, P., Lloret, J., and Raya, V. 2006. Sea Warming and Fish Distribution: the Case of the Small Pelagic Fish, *Sardinella Aurita*, in the Western Mediterranean. *Global Change Biology*. 12(11):2209-2219.
- Salomón, O., Blanco, C., and Raga, J. A. 1999. Analysis of the diet of male and female *Tursiops truncatus* from the western Mediterranean. Evans, P. G. H., Cruz, J., and Raga, J. A. *European Research on Cetaceans 13: Thirteenth annual conference of the European Cetacean Society*. Valencia, Spain. : 340.
- Santos, M. B., Clarke, M. R., and Pierce, G. J. 2001. Assessing the Importance of Cephalopods in the Diets of Marine Mammals and Other Top Predators: Problems and Solutions. *Fisheries Research*. 52(1-2):121-139.
- Santos, M. B., Fernandez, R., Lopez, A., Martinez, J. A., and Pierce, G. J. 2007. Variability in the Diet of Bottlenose Dolphin, *Tursiops Truncatus* in Galician Waters, North-Western Spain, 1990-2005. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 87(1):231-241.
- Sargeant, Brooke L. and Mann, Janet. 2009. Developmental evidence for foraging traditions in wild bottlenose dolphins. *Animal Behaviour*. 78(3):715-721. ISSN: 0003-3472.
- Silva, M. A., Sequeira, M., Prieto, R., and Alexandre, B. 1999. Observations of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) on the northern coast of Portugal. Evans, P. G. H., Cruz, J., and Raga, J. A. *European Research on Cetaceans 13: Thirteenth annual conference of the European Cetacean Society*. Valencia, Spain. 267-269.
- Silvani, L., Gazo, M., and Aguilar, A. 1999. Spanish driftnet fishing and incidental catches in the western Mediterranean. *Biological Conservation*. 90(1):79-85. ISSN: 0006-3207.
- Simila, T. I. U. and Ugarte Fernando. 1993. Seasonal Distribution and Feeding Ecology of Killer Whales in Northern Norway. *European Research on Cetaceans*. 7:91-94.
- Smith RC, Dustan P, Au D, Baker KS, and Dunlap EA. 1986. Distribution of cetaceans and sea-surface chlorophyll concentrations in the California Current. *Marine Biology*. 91:385-402.
- Smith, Richard J., Hobson, Keith A., Koopman, H. N., and Lavigne, David. M. 1996. Distinguishing between populations of fresh- and salt water harbour seals using stable isotope ratios and fatty acid profiles. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53():272-279.
- Sotiropoulos M.A., Tonn, W. M., and Wassenaar, L. I. 2004. Effects of lipid extraction on stable carbon and nitrogen isotope analyses of fish tissues: potential consequences for food web studies. *Ecology of Freshwater Fish*. 13:155-160.

Sponheimer, M., Robinson, T. F., Roeder, B. L., Passey, B. H., Ayliffe, L. K., Cerling, T. E., Dearing, M. D., and Ehleringer, J. R. 2003. An Experimental Study of Nitrogen Flux in Llamas: Is N-14 Preferentially Excreted? *Journal of Archaeological Science*. 30(12):1649-1655.

Staubin, D. J., Smith, T. G., and Geraci, J. R. 1990. Seasonal Epidermal Molt in Beluga Whales, *Delphinapterus-Leucas*. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*. 68(2):359-367.

Stefansson, Gunnar. Sigurjónsson, Johann, and Vokingsson, G. A. 1997. On dynamic interactions between some fish resources and cetaceans off iceland based on a simulation model. *Jour. Of Northwest Atlantic Fishery Science*. 22357-370.

Stevens T.A., Duffield D.A., Asper E.D., Hewlet K.G., Bolz A., Gage L.J., Bossart G. 1989. Preliminary findings of restriction fragment differences in mitochondrial DNA among killer whales (*Orcinus orca*). *Can. J. Zool.* 67: 2592-2595

Stobo, W. T., Fanning, L. P., Beck, B., and Fowler, G. M. 2002. Abundance and Maturity of Three Species of Parasitic Anisakine Nematodes (*Pseudoterranova Decipiens*, *Contracaecum Osculatum*, *Anisakis Simplex*) Occurring in Sable Island Harbour Seals (*Phoca Vitulina*). *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*. 80(3):442-449.

Sumaila, U. R., Guenette, S., Alder, J., and Chuenpagdee, R. 2000. Addressing Ecosystem Effects of Fishing Using Marine Protected Areas. *Ices Journal of Marine Science*. 57(3):752-760.

Sumaila, U. R. and Pauly, D. All Fishing Nations Must Unite to Cut Subsidies. *Nature*. 2007. 450:945.

Sweeting, C. J., Jennings, S., and Polunin, N. V. C. 2005. Variance in Isotopic Signatures as a Descriptor of Tissue Turnover and Degree of Omnivory. *Functional Ecology*. 19(5):777-784.

Tieszen, L. L., Boutton, T. W., Tesdahl, K. G., and Slade, N. A. 1983. Fractionation and Turnover of Stable Carbon Isotopes in Animal-Tissues - Implications for Delta-C-13 Analysis of Diet. *Oecologia*. 57(1-2):32-37.

Torres, L. G., Rosel, P. E., D'agrosa, C., and Read, A. J. 2003. Improving Management of Overlapping Bottlenose Dolphin Ecotypes Through Spatial Analysis and Genetics. *Marine Mammal Science*. 19(3):502-514.

Trites, A. W. and Pauly, D. 1998. Estimating mean body masses of marine mammals from maximum body lengths. *Can. J. Zool.* 76:886-896.

Tudela, S., Coll, M., and Palomera, I. 2005. Developing an Operational Reference Framework for Fisheries Management on the Basis of a Two-Dimensional Index of Ecosystem Impact. *Ices Journal of Marine Science*. 62(3):585-591.

Turvey, S. T., Pitman, R. L., Taylor, B. L., Barlow, J., Akamatsu, T., Barrett, L. A., Zhao, X. J., Reeves, R. R., Stewart, B. S., Wang, K. X., Wei, Z., Zhang, X. F., Pusser, L. T., Richlen, M., Brandon, J. R., and Wang, D. 2007. First Human-Caused Extinction of a Cetacean Species? *Biology Letters*. 3(5):537-540.

Voigt, Christian C., Matt, Felix, Michener, Robert, and Kunz, Thomas H. 2003. Low turnover rates of carbon isotopes in tissues of two nectar-feeding bat species. *J Exp Biol*. 206(8):1419-1427.

Waring Gordon T., Josephson Elizabeth, Fairfield Carol P., and Maze-Foley Katherine. 2007. U.s. Atlantic and Gulf of Mexico Marine Mammal Stock Assessments - 2006. Noaa Technical Memorandum Nmfs-Ne. 201:i, ii, i-vi, 1-378.

Waring Gordon T., Pace Richard M., Quintal Janeen M., Fairfield Carol P., and Maze-Foley Katherine. 2004. U.s. Atlantic and Gulf of Mexico Marine Mammal Stock Assessments -- 2003. NOAA Technical Memorandum Nmfs-Ne. 182:i, vii, 1-287.

Williams T., Dunkin R. 2005. Assessing isotope signature variation in cetaceans: An evaluation of skin sampling techniques and correlations with diet for bottlenose dolphins and killer whales. Technical report to NOAA-NMFS, Seattle WA

Wilson, Ben. Hammond, Phill, and Thompson, Paul. 1997. Habitat use by bottlenose dolphins: seasonal distribution and stratified movement patterns in the Moray Firth, Scotland Journal of Applied Ecology Vol 34. 34():1365-1374.

Wursig B and Jefferson T a. Methods of Photoidentification for Small Cetaceans. Hammond, P. S., S. A. Mizroch and G. P. Donovan (Ed.).1990. Report of the International Whaling Commission Special Issue, No. 12. Individual Recognition of Cetaceans: Use of Photo-Identification and Other Techniques to Estimate Population Parameters. Proceedings of the Us National Marine Fisheries Service Symposium and Workshop on Individual Recognition and the Estimation of Cetacean Population Parameters, La Jolla, California, Usa, April 1988. Viii+440p. International Whaling Commission: Cambridge, England, Uk. Illus. Maps. 43-52.

Zhao, X. J., Barlow, J., Taylor, B. L., Pitman, R. L., Wang, K. X., Wei, Z., Stewart, B. S., Turvey, S. T., Akamatsu, T., Reeves, R. R., and Wang, D. 2008. Abundance and Conservation Status of the Yangtze Finless Porpoise in the Yangtze River, China. Biological Conservation. 141(12):3006-3018.



ANEXOS

ANEXO I. FORMULARIO AVISTAMIENTOS

**ANEXO II. EFECTOS DE LA TOMA DE MUESTRAS
POR BIOPSIA**

**ANEXO III. DENOMINACIONES FAO DE LAS
ESPECIES DE PECES NOMBRADAS**

**ANEXO IV. REVISIÓN DE LEGISLACIÓN Y
ACUERDOS DE CONSERVACIÓN**

ANEXO V. MAPAS

FORMULARIO DE AVISTAMIENTOS

ESPECIE: Dd Sc Tt Gm Gg Phm Bph Zc Ziph Oo Uid Otro: _____	FECHA: / / 2003	ESFUERZO SEC: <div style="border: 1px solid black; width: 40px; height: 20px; margin: 0 auto;"></div>	AVISTAMIENTO N°: <div style="border: 1px solid black; width: 40px; height: 20px; margin: 0 auto;"></div>
		CUADRÍCULA: <div style="border: 1px solid black; width: 40px; height: 20px; margin: 0 auto;"></div>	AREA: <div style="border: 1px solid black; width: 40px; height: 20px; margin: 0 auto;"></div>

PRIMER AVISTAMIENTO:

HORA: _____	VIENTO DIR: _____	ESTADO DE MAR: _____	RUMBO: _____	SEÑAL INICIAL: _____ BL JU SP FB BI OT
LATITUD: _____ N	VIENTO FUERZA: _____	MAR DE FONDO: _____	VELOCIDAD: _____	ACTIVIDAD INICIAL: F R M S TF TA TS T BR ¿
LONGITUD: _____ W		PROPULSION: _____	DISTANCIA: _____	RUMBO INICIAL: _____
		ALTURA OBS: _____	ANGULO: _____	OBSERVADOR: _____

CONTACTO:

HORA: _____	LATITUD: _____ N	PROFUNDIDAD: _____	RESPUESTA INICIAL: A I E
	LONGITUD: _____ W	COSTA: _____	SALINIDAD: _____
		TEMPERATURA: _____	

ESTRUCTURA SOCIAL:

COHESION: L C D	SUBGRUPOS: _____	TAM. GRUPO: _____	MINIMO: _____	ADULTOS: _____	CRIAS: _____	DELGADOS: _____
MEZCLADO CON: _____			MAXIMO: _____	JUVENILES: _____	RECIENTES NACIDOS: _____	

COMPORTAMIENTO GENERAL:

RESPUESTA AL BARCO: A I E	ACTIVIDAD: F R M S TF TA TS T BR MIX ¿	ORIENTACION: DIR NO	DIRECCION: _____	AS. AVES: _____
	AS. BARCOS: _____			

FIN DE AVISTAMIENTO:

HORA: _____	DURACION: _____	ESTADO DE MAR: _____	COMENTARIOS: <div style="border: 1px solid black; width: 280px; height: 50px; margin: 0 auto;"></div>
LATITUD: _____ N	VIENTO DIR: _____	MAR DE FONDO: _____	
LONGITUD: _____ W	VIENTO FUERZA: _____	ACTIVIDAD FINAL: F R M S TF TA TS T BR ¿	

MATERIAL OBTENIDO:

FOTOS: <div style="border: 1px solid black; width: 350px; height: 100px; margin: 0 auto;"></div>	VIDEO: <div style="border: 1px solid black; width: 330px; height: 80px; margin: 0 auto;"></div>
MUESTRAS: <div style="border: 1px solid black; width: 350px; height: 80px; margin: 0 auto;"></div>	ACUSTICA: <div style="border: 1px solid black; width: 330px; height: 80px; margin: 0 auto;"></div>

ESFUERZO SEC: 0 = no effort, 1-3 = visibility < 1nm and sea 3 or more, 3-0 = deck and sea 0, 3-1 = deck and sea 1, 3-2 = deck and sea 2, 6-0 = mast and sea 0, 6-1 = mast and sea 1, 6-2 = mast and sea 2
 SEÑAL INICIAL: BL = soplo, JU = salto, SP = salpicón, FB = aleta olomo, BI = aves, OT = otros
 COMPORTAMIENTO: F = alimentación, R = descanso, M = remoloneando, S = socializando, TF = natación rápida > 5 kt, TA = natación media 3-5 kt, TS = natación lenta < 3 kt, T = natación, BR = en proa
 COHESION: L = individuo solo, C = compacto, D = disperso
 RESPUESTA AL BARCO: A = acercamiento, I = indiferencia, E = esquivo

EFFECTOS DE LA OBTENCIÓN DE MUESTRAS MEDIANTE BIOPSIA

El delfín mular en el Mar Mediterráneo es una especie clasificada bajo el epígrafe “Vulnerable” en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, y dado el carácter agresivo de la metodología, se puso especial atención en la reacción de los animales a los disparos.

Se realizaron entre Enero de 2003 y Junio de 2006, 11 campañas de mar de 10 días de duración, cuyo principal objetivo fue la obtención de muestras de piel y grasa de delfines mulares mediante el procedimiento de biopsias remotas. Durante estas campañas dedicadas a la toma de biopsias se avistaron 39 grupos de delfines mulares, de los cuales sólo 15 fueron susceptibles de ser muestreados. El resto de grupos, bien por la presencia de crías, bien por su comportamiento esquivo, o por el mal estado de la mar (3 o más en la escala Douglas), no se consideraron apropiados para el intento de biopsias.

Se consiguieron en total 41 muestras de 52 intentos (78,8 % de acierto).

Todas las muestras se consiguieron por el método de biopsias remotas, utilizando una ballesta de 75 libras de potencia (Barnett Ranger II) armada con un dardo con puntas de biopsia calibradas para ser utilizadas en delfines mulares en verano (cuando se supone que la capa de grasa es más fina) de modo que se asegura que la herida producida por la punta nunca llegará a tocar el tejido muscular. La fotografía 1 muestra la ballesta armada y el detalle de las puntas utilizadas. Las puntas miden 25mm de largo (de los que aproximadamente 10mm se enroscan en la flecha), y 8mm de diámetro.



Fotografía 1.- Ballesta armada y puntas de biopsia utilizadas.



La flecha se dispara cuando los animales están situados a una distancia entre 6 y 15 metros. Se dispara a los delfines cuando salen a respirar y se apunta al costado justo bajo la aleta dorsal. La punta del dardo penetra en el cuerpo del animal aproximadamente un centímetro, y rápidamente se libera, reteniendo una pequeña muestra de piel y grasa que se utilizará para el análisis.

Antes de cada disparo la punta se limpia con agua jabonosa y lejía y se esteriliza de modo que no se transmiten agentes patógenos al animal y además se asegura que la muestra no está contaminada por restos de muestras anteriores.

Para cada disparo se completó la hoja de datos correspondiente.

LOGO

BIOPSIAS

**INTERACCIONES ENTRE DELFINES Y PESQUERÍAS
EN ANDALUCÍA Y MURCIA**

Fecha: ____/____/200__

Número de avistamiento: _____

Hora: ____ h:min

Especie: _____

Quien dispara: _____

Barco: _____

Quien toma el dato: _____

Dispositivo: Ballesta / Spear Número de disparo: _____ Tipo de punta: Larssen / Otro: _____

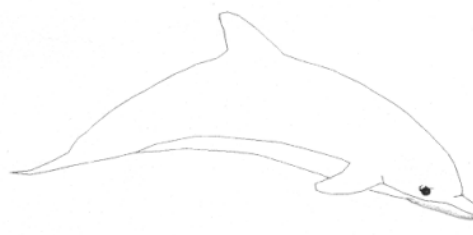
—————→ Muestra completa: Si / No Código de muestra: [Nº Avistamiento-disparo](#)

Lugar del impacto: Lado izquierdo:

Lado derecho:

- Costado anterior
- Costado bajo dorsal
- Costado posterior
- Pedúnculo caudal
- Aleta dorsal
- Otro: _____

- Costado anterior
- Costado bajo dorsal
- Costado posterior
- Pedúnculo caudal
- Aleta dorsal
- Otro: _____



Intensidad de la respuesta:

Número de animales que responden: ____ / Todo el grupo

Tipo de respuesta: IR / IA / S / C / H

Fotografías:

—————→ Número de carrete y diapositiva: _____

Comentarios:

IR = Inmersión rápida, IA = Inmersión y alejamiento, S = Salto, C = Coletazo, H = Huid

Hoja de toma de datos de cada disparo.

En todos los casos existió reacción, pero las respuestas fueron siempre más intensas en el caso de disparar y fallar, que cuando el disparo fue un acierto, de modo que se arriesgó muy poco en cada disparo para asegurar la muestra y molestar a los animales lo mínimo posible. En la figura 1 y en la figura 2 se muestran las reacciones a los aciertos y fallos respectivamente.

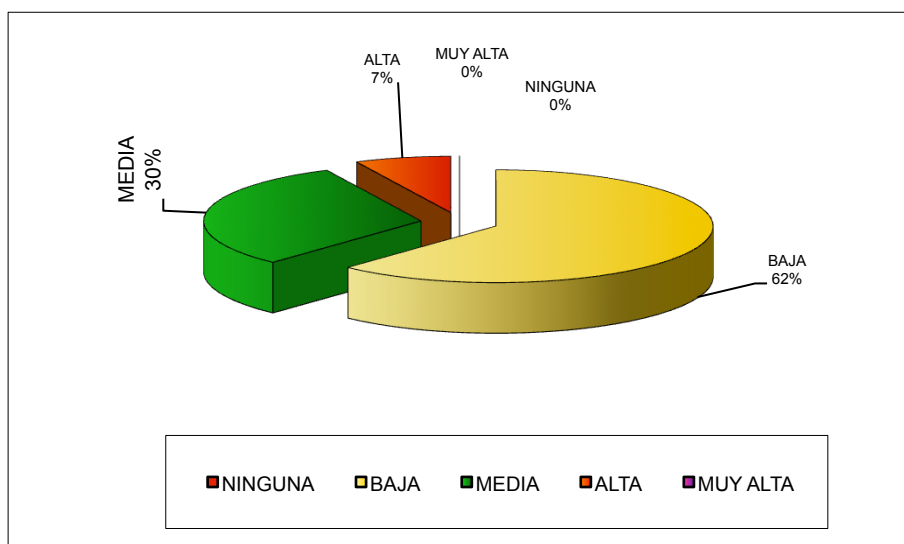


Figura 1.- Intensidad de respuesta a disparos certeros.

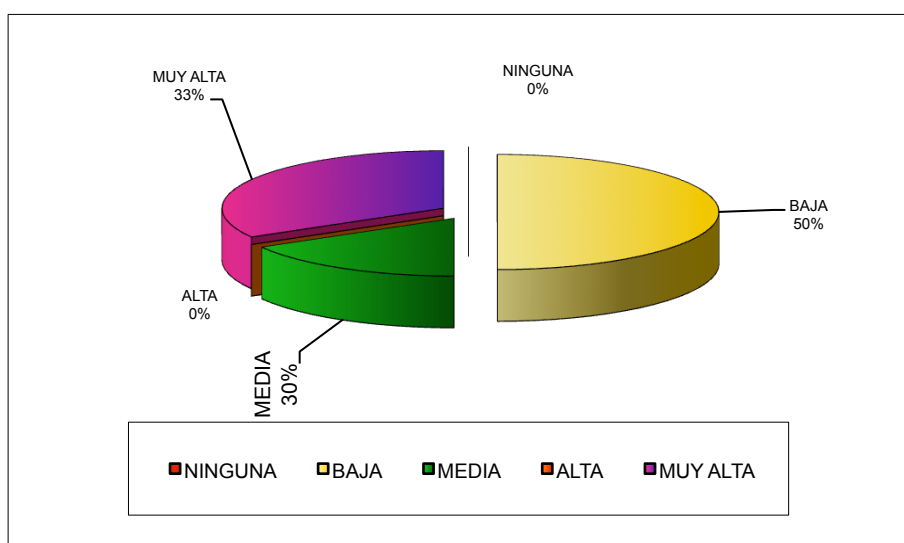
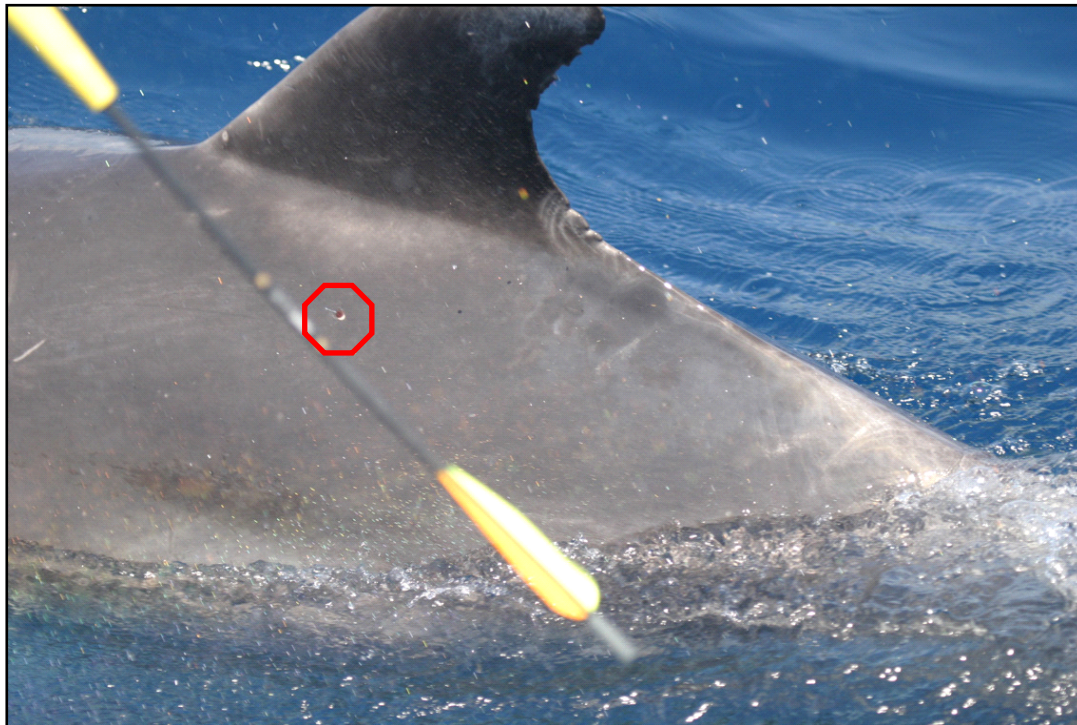


Figura 2.- Intensidad de respuesta a disparos fallidos.

Cómo se puede apreciar al comparar las dos figuras, el porcentaje de reacciones de intensidades “media” y “ninguna” es igual en ambas situaciones sin embargo el porcentaje de reacciones de intensidad “baja” que en caso de acierto es del 62% disminuye hasta el 50% cuando el disparo no alcanza al animal. El porcentaje de reacciones consideradas “altas” es mayor en caso de acierto que en caso de error. No hay reacciones clasificadas como “muy altas” en caso de acierto pero esta categoría supone el 33% de los disparos fallados.

La causa de este aumento de intensidad en la respuesta cuando el disparo resulta fallido puede estar en el comportamiento de los animales. Habitualmente cuando el grupo se acerca a la proa del barco los animales pelean entre ellos por la mejor posición en la ola de proa, en estas interacciones sociales no faltan coletazos, mordiscos y otros comportamientos agresivos, por este motivo, cuando reciben el impacto de la flecha aunque se asustan, la intensidad de la reacción suele ser baja ya que parecen estar esperando algún tipo de contacto físico y suelen volver a emerger en las proximidades del barco en un corto periodo de tiempo que no supera normalmente los 20 segundos. Este comportamiento social que mitiga el efecto del impacto de la flecha no mitiga el efecto del ruido que la flecha hace al entrar en el agua cuando el disparo resulta fallido por lo que los animales muy sensibles al sonido reaccionan de forma más intensa.

La herida que la flecha causa en el animal se puede apreciar en la siguiente fotografía. En cada muestreo se intentó conseguir una imagen que identificase al animal de modo que se pueda hacer un seguimiento a largo plazo del proceso de cicatrizado de la herida. Esta identificación no siempre fue posible y de momento sólo se ha avistado con frecuencia a un par de individuos muestreados, en ambos casos unos seis meses después del disparo la única marca existente es una leve cicatriz circular.



Fotografía 2.- Imagen de una biopsia remota de delfín mular.

A la vista de los resultados, se recomienda un entrenamiento cuidadoso para minimizar el riesgo y las molestias causadas a los animales.

DENOMINACIONES FAO DE LAS ESPECIES DE PECES E INVERTEBRADOS NOMBRADOS EN EL TEXTO.

NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	CÓDIGO FAO
CABALLA	<i>Scomber scombrus</i>	MAC
MERLUZA NEGRA	<i>Merluccius senegalensis</i>	HKM
ACEDIA	<i>Dicologlossa cuneata</i>	CET
ALACHA	<i>Sardinella aurita</i>	SAA
ALMEJA CHOCHA	<i>Ruditapes spp</i>	TPS
ATUN	<i>Thunnus thynnus</i>	BFT
BACALADILLA	<i>Micromessistius poutassou</i>	WHB
BESUGO BLANCO	<i>Pagellus acarne</i>	SBA
BOGA	<i>Boops boops</i>	BOG
BOQUERON	<i>Engraulis encrasicolus</i>	ANE
CABALLAS	<i>Scomber spp</i>	MAZ
CHIRLA	<i>Chamaelea gallina</i>	SVE
CORRUCO	<i>Laevicardium norvegicum</i>	COZ
CORRUCO	<i>Acanthocardia tuberculata</i>	KTT
ESCUALOS DIVERSOS		SKH
ESTORNINO	<i>Scomber japonicus</i>	MAS
GAMBA	<i>Parapenaeus longirostris</i>	DPS
GAMBA ROJA	<i>Aristeus antennatus</i>	ARA
JAPUTA	<i>Brama brama</i>	POA
JURELES	<i>Trachurus spp</i>	JAX
MARRAJO-TINTORERA	<i>Isurus oxyrinchus</i>	SMA,B
MELVA	<i>Auxis rochei rochei</i>	BLT
MERLUZA	<i>Merluccius merluccius</i>	HKE
PECES MARINOS		MZZ
PEZ ESPADA	<i>Xiphias gladius</i>	SWO
PEZ SABLE	<i>Lepidopus caudatus</i>	SFS
PULPO	<i>Octopus vulgaris</i>	OCC
PULPOS	<i>Octopus ocellatus</i>	OCT
SARDINA	<i>Sardina pilchardus</i>	PIL

LEGISLACIÓN Y ACUERDOS DE CONSERVACIÓN PERTINENTES

Relación de algunos instrumentos legislativos especialmente relevantes para la conservación de las poblaciones delfines mulares y orcas objeto de estudio. (Documento basado no exclusivamente en la tabla resumen de Bearzi y colaboradores (2008)).

1. CMS Convención de Bonn. Adoptado en 1979 y con entrada en vigor en 1983 fue firmado por España en mayo de 1985. Aparte del acuerdo ACCOBAMS, CMS apoya acuerdos multilaterales de conservación de especies migratorias incluyendo las especies de cetáceos del Mediterráneo.
2. ACCOBAMS (Acuerdo para la Conservación de Cetáceos del mar Negro, mar Mediterráneo y Atlántico contiguo). Adoptado en 1996 y con entrada en vigor en 2001, fue firmado por España en 1996, ratificado en 1999 y entró en vigor en 2001. Tanto los delfines mulares como las orcas y las amenazas que les afectan son objetivo prioritario del acuerdo.
3. Convención de Berna (Convenio relativo a la Conservación de la Vida Silvestre y del Medio Natural en Europa). Adoptado en 1979 y con entrada en vigor en 1982. En España entró en vigor en 1986. Tanto la orca como el delfín mular están recogidos en el Anexo II del convenio (Especies de Fauna estrictamente protegidas), según el cuál las especies incluidas están protegidas frente a todo tipo de captura, posesión o muerte intencionadas; el deterioro o la destrucción intencionados de los lugares de reproducción o de las zonas de reposo; la perturbación intencionada de la fauna silvestre, especialmente durante el período de reproducción, crianza e hibernación; y la posesión y el comercio interior de los animales enumerados, vivos o muertos, incluidos los disecados, y de cualquier parte o de cualquier producto obtenido a partir del animal.
4. CITES (Convenio sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas Fauna y Flora Silvestre). El acuerdo se tomó en 1973 y entró en vigor en 1975, fue firmado por España en 1986 y entró en vigor ese mismo año. Tanto la orca como el delfín mular están en el Anexo II que requieren de permiso para el transporte de cualquier ejemplar o muestra procedente de animales vivos o muertos.
5. Convención de Barcelona. De 1976, modificado en 1995. Los distintos protocolos se encaminan a reducir la contaminación causada por los vertidos de buques y aeronaves; la contaminación causada por los buques; la contaminación derivada de la exploración y explotación de la plataforma continental, del fondo del mar y de su subsuelo; y la contaminación de origen terrestre. Tanto delfines mulares como orcas están amenazados por la contaminación química y acústica que sufre el mar Mediterráneo y los protocolos de la Convención de Barcelona son un buen marco legal para disminuir la intensidad de esta amenaza.

6. Decisión 1999/80/CE del Consejo de Europa, sobre el nuevo protocolo de la Convención de Barcelona sobre las zonas especialmente protegidas del Mediterráneo. El Protocolo establece la elaboración por las Partes de orientaciones para la creación y gestión de zonas protegidas y enumera varias medidas adecuadas que las Partes deben adoptar para garantizar la protección de las zonas determinadas, entre las que cabe mencionar: la prohibición de verter o descargar desechos, la reglamentación del paso de buques, la reglamentación de la introducción de especies exóticas o modificadas genéticamente y cualquier otra medida encaminada a salvaguardar los procesos ecológicos y biológicos y los paisajes. Introduce medidas, nacionales o concertadas, que las Partes deben adoptar para proteger y conservar las especies animales y vegetales en el conjunto de la zona del Mar Mediterráneo.
7. Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del mar. Adoptada en 1982. Firmado por España en 1997. Establece un marco legislativo y normas para todos los usos de los océanos y mares y sus recursos incluyendo la protección de hábitats de especies amenazadas o en peligro de extinción.
8. Código de Conducta Para la Pesca Responsable del departamento de Pesca y Acuicultura de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). Especialmente relevante en la conservación de cetáceos que interaccionan con pesquerías como los delfines mulares y las orcas del área de estudio. Establece protocolos de conducta para reducir las interacciones operacionales y las biológicas.
9. Acuerdo para promover el cumplimiento de las medidas internacionales de Conservación y Ordenación por los buques pesqueros que pescan en alta mar de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). Adoptado en 1993 y con entrada en vigor en 2003, España participa como parte de la Unión Europea. Pretende mejorar la conformidad de los buques pesqueros que faenan en alta mar con las medidas internacionales de conservación y gestión de los recursos marinos. De particular relevancia en el caso de especies de cetáceos que interaccionan con pesquerías.
10. Convención de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes (POP's). Adoptado en 2001 y con entrada en vigor en 2004, España es parte del acuerdo desde 2004. Pretende la regulación del uso de los contaminantes orgánicos persistentes con el objetivo de proteger la salud humana y el medio ambiente. Relevante en el caso de los cetáceos del Mediterráneo ya que la contaminación química es una de las amenazas que les afectan.
11. Protocolo para la Protección del Mar Mediterráneo contra Contaminación Resultante de la Explotación y Exploración de la Plataforma Continental, el Fondo Marino y su Subsuelo de la Convención de Barcelona. Adoptado en 1994 no ha entrado aún en vigor según la página web oficial de la Convención de Barcelona (<http://www.unepmap.org/index.php?module=content2&catid=001001001>). Promueve el

- control de sustancias, materiales y residuos nocivos o dañinos. Especialmente aquellas relacionadas con la exploración de los fondos marinos y sus recursos. Aplicable a cetáceos del Mediterráneo a causa de la amenaza que supone la contaminación química.
12. Protocolo para la Protección del Mar Mediterráneo contra la Contaminación de Fuentes y Actividades Terrestres de la Convención de Barcelona. Adoptado en 1996 y con entrada en Vigor en el año 2008. Incita al control de las sustancias contaminantes de origen terrestre que llegan al mar. Relevante para los cetáceos del Mediterráneo ya que la contaminación química es una importante amenaza para sus poblaciones.
 13. Plan de Acción para la Conservación de los Cetáceos en el Mar Mediterráneo, del Plan de Acción del Mediterráneo (MAP), del Programa Ambiental de las Naciones Unidas (UNEP). Del año 1992, tiene dos objetivos principales, la protección de los cetáceos y conservación de sus hábitats y la protección, conservación y regeneración de las poblaciones de cetáceos. Insta a los países miembros al desarrollo de programas de investigación para determinar el estado de conservación y la distribución de las poblaciones de cetáceos en el Mediterráneo.
 14. Acuerdo para el establecimiento de la Comisión General de Pesca para el Mediterráneo de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) del año 1952. Sus objetivos son el desarrollo, conservación, gestión racional y utilización óptima de los recursos marinos vivos, además del desarrollo sostenible de la acuicultura, en el Mediterráneo, mar Negro y aguas atlánticas adyacentes. Aplicable a cetáceos del Mediterráneo ya que algunos se consideran recursos vivos y la mayoría interaccionan con pesquerías de una u otra forma.
 15. Directiva 92/43/CEE DEL CONSEJO, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y la flora silvestres. Pretende contribuir al mantenimiento de la biodiversidad en los Estados miembros definiendo un marco común para la conservación de la fauna y la flora silvestres y los hábitats de interés comunitario. El delfín mular aparece en el Anexo II de la directiva que obliga a los Estados miembros de la unión a la designación de zonas especiales de conservación. La orca aparece en el anexo IV como especie que requiere protección estricta. Ambas deben beneficiarse además de la creación de Lugares de Interés Comunitarios (LICs).
 16. Reglamento (CE) nº 1626/94 DEL CONSEJO de 27 de junio de 1994 por el que se establecen determinadas medidas técnicas de conservación de los recursos pesqueros en el Mediterráneo. Regula la actividad pesquera en detalle persiguiendo la conservación de los recursos pesqueros. De relevante importancia para delfines mulares y orcas son los artículos 1 y 3bis. Según el artículo 1 los Estados miembros velarán por la conservación de las especies y medios vulnerables o amenazados y, en particular, los que figuran en el Anexo I (Que incluye a todas las especies de cetáceos).

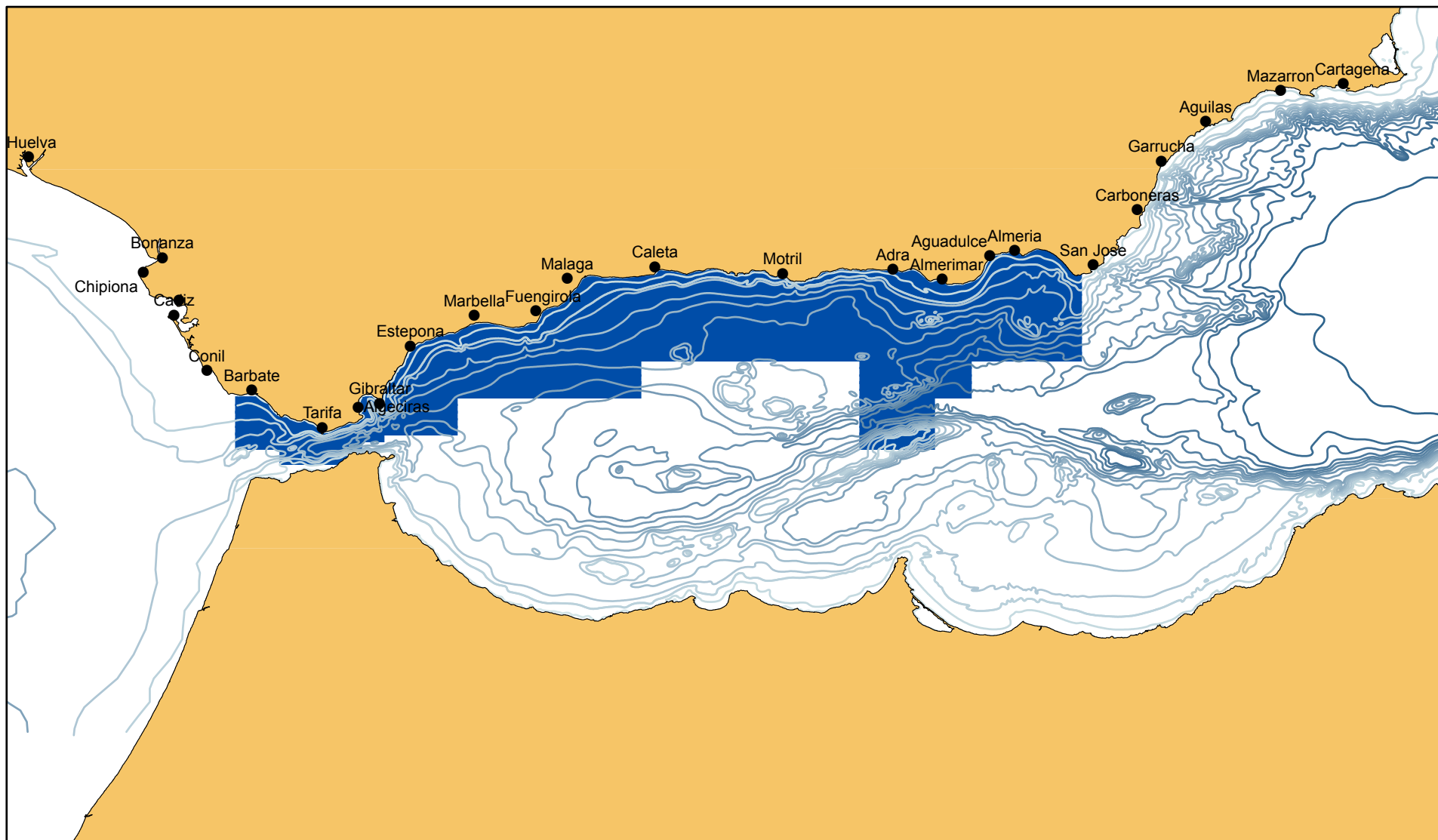
El artículo 3bis regula específicamente la temporada y las ayudas técnicas a la captura de atún rojo por parte de cercos.

17. Reglamento (CE) nº 338/97 DEL CONSEJO de 9 de diciembre de 1996 relativo a la protección de especies de la fauna y flora silvestres mediante el control de su comercio. Con objetivos y planteamiento paralelos a los del Convenio CITES, regulan el comercio de especies silvestres de fauna y flora para su protección. Todas las especies de cetáceos se encuentran en el Anexo A, y su importación y exportación esta estrictamente regulada permitiéndose únicamente en casos muy concretos y respaldados por la comunidad científica.
18. Reglamento (CE) nº 2371/2002 DEL CONSEJO, de 20 de diciembre de 2002, sobre la conservación y la explotación sostenible de los recursos pesqueros en virtud de la política pesquera común. El ámbito de aplicación de la política pesquera común abarca la conservación, gestión y explotación de los recursos acuáticos vivos y la acuicultura. El objetivo de la política pesquera común debe ser la explotación sostenible de los recursos acuáticos vivos y de la acuicultura en el contexto de un desarrollo sostenible, teniendo en cuenta de manera equilibrada los aspectos medioambientales, económicos y sociales.
19. Reglamento (CE) nº 812/2004 DEL CONSEJO de 26 de abril de 2004 por el que se establecen medidas relativas a las capturas accidentales de cetáceos en la pesca y se modifica el Reglamento (CE) nº 88/98. Este reglamento regula las medidas disuasorias permitidas y/o prohibidas para disminuir las capturas accidentales de cetáceos en embarcaciones pesqueras. Los Estados miembros están obligados a establecer una red de observadores y a evaluar el impacto de las capturas accidentales en las poblaciones de cetáceos.
20. Reglamento (CE) nº 1967/2006 DEL CONSEJO de 21 de diciembre de 2006, relativo a las medidas de gestión para la explotación sostenible de los recursos pesqueros en el Mar Mediterráneo. En virtud del cual la Comunidad se ha comprometido a aplicar el criterio de precaución a la hora de adoptar medidas tendentes a proteger y conservar los recursos acuáticos vivos y ecosistemas marinos y velar por su explotación sostenible. El sistema de gestión previsto en el presente Reglamento cubre las operaciones relacionadas con la pesca de las poblaciones mediterráneas llevadas a cabo por los buques comunitarios tanto en aguas comunitarias como en aguas internacionales, por buques de terceros países en zonas de pesca de los Estados miembros o por los ciudadanos de la Unión en alta mar (Mediterráneo).
21. Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo para la Gestión de la pesca y conservación de la naturaleza en el medio marino (COM/99/0363). Que establece el principio según el cual los requisitos relativos a la protección del medio ambiente deben integrarse en la definición y aplicación de las políticas y actividades comunitarias a que se refiere el artículo 3, especialmente con vistas al fomento de un desarrollo sostenible. La interacción entre la pesca y los ecosistemas marinos debe

- integrarse por consiguiente en la política pesquera común (PPC), especialmente en coordinación con la política de conservación de la naturaleza.
22. Comunicación de la Comisión de 21 de diciembre de 2005. Estrategia temática sobre el uso sostenible de los recursos naturales (COM(2005) 670). trata de reducir los impactos ambientales negativos que provoca el uso de los recursos naturales (agotamiento de los recursos y contaminación), respetando a su vez los objetivos que fijó el Consejo Europeo de Lisboa en materia de crecimiento económico y empleo. Deberán participar todos los sectores que consumen recursos, con el objetivo de mejorar el rendimiento de esos recursos, reducir su incidencia en el medio ambiente y sustituir los recursos demasiado contaminantes por soluciones alternativas.
 23. Reglamento (CE) n° 1936/2001 del Consejo de 27 de septiembre de 2001 por el que se establecen medidas de control aplicables a las operaciones de pesca de determinadas poblaciones de peces altamente migratorias. Con este reglamento, el Consejo establece las medidas de control e inspección aplicables a las operaciones de pesca de determinadas poblaciones de peces altamente migratorias. Éstas se enumeran en el anexo I de la Convención de las Naciones Unidas sobre el derecho del mar e incluyen al atún rojo del Mediterráneo. Se establecen también regulaciones que afectan a la capturas de atún rojo para su engorde en instalaciones de acuicultura. De especial aplicación en el caso de las orcas depredadores principales de la especie.
 24. Reglamento (CE) n° 734/2008 del Consejo, de 15 de julio de 2008, sobre la protección de los ecosistemas marinos vulnerables de alta mar frente a los efectos adversos de la utilización de artes de fondo. El ámbito de aplicación del presente Reglamento se extiende a los buques pesqueros comunitarios que utilizan artes de fondo en sus actividades en alta mar. Para poder practicar su actividad en alta mar con artes de fondo, los buques comunitarios deben obtener un permiso de pesca especial.
 25. Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones, de 17 de octubre de 2007, relativa a las prácticas pesqueras destructivas en alta mar y a la protección de los ecosistemas vulnerables de los fondos marinos (COM (2007) 604 final. No publicada en Diario Oficial). La acción de la Unión Europea (UE) se guía por las recomendaciones formuladas en la resolución 61/105 de las Naciones Unidas para la protección del medio ambiente marino vulnerable de los fondos marinos. En esta resolución, a la cual la Comisión ha contribuido activamente, se exhorta a las organizaciones regionales de ordenación pesquera (OROP) y a los Estados a adoptar y a aplicar medidas antes del 31 de diciembre de 2008, de conformidad con el criterio de precaución, los enfoques basados en los ecosistemas y el Derecho internacional.
 26. Protocolo sobre la Gestión Integral de la Zona Costera en el marco del Convenio de Barcelona. Completa el conjunto de Protocolos para la Protección del Ambiente Marino y de la Región Costera Mediterránea del Plan de Acción para el Mediterráneo del

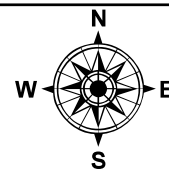
Programa Ambiental de las Naciones Unidas (UNEP). Permitirá a los Estados parte del Convenio una gestión y protección eficaz de las áreas costeras.

MAPAS

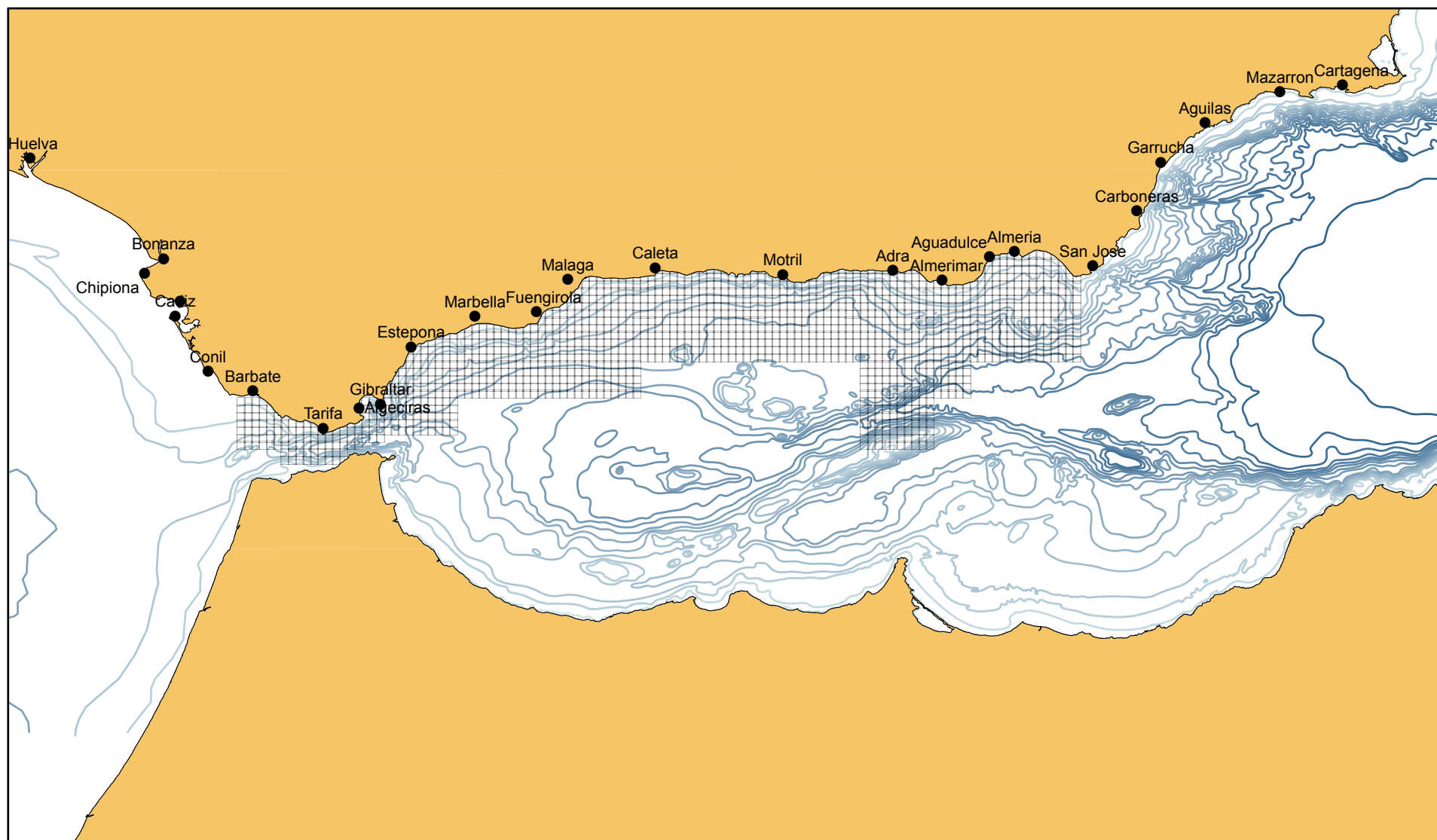


MAPA 1.- ÁREA DE ESTUDIO

50 Km 100 Km 200 Km

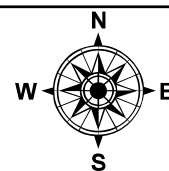


INTERACCIONES ENTRE DELFINES MULARES,
ORCAS Y PESQUERÍAS EN
EL MAR DE ALBORÁN Y
ESTRECHO DE GIBRALTAR

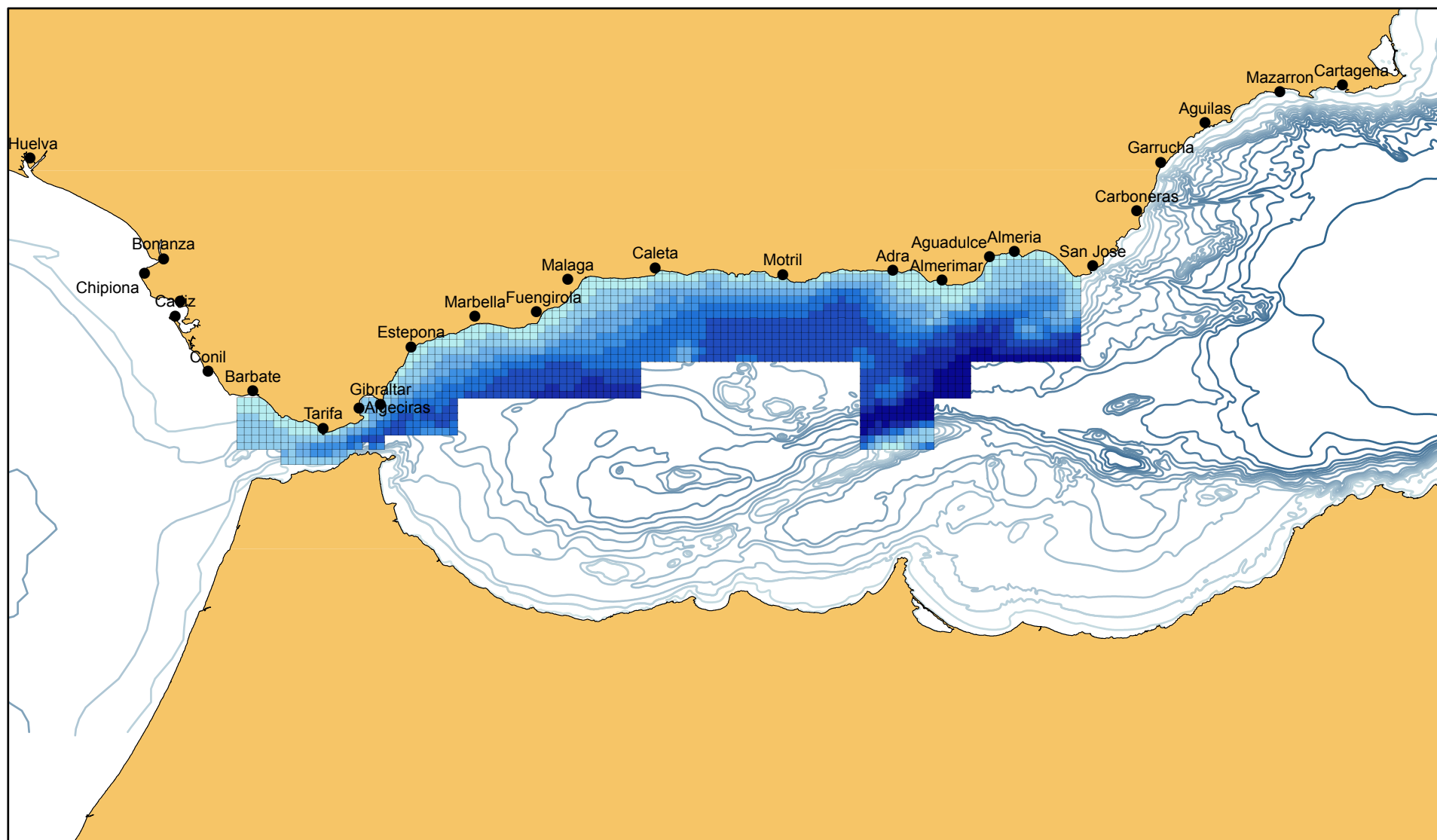


MAPA 3.1.- UNIDAD DE OBSERVACIÓN- CUADRÍCULAS

50 Km 100 Km 200 Km



INTERACCIONES ENTRE DELFINES MULARES,
ORCAS Y PESQUERÍAS EN
EL MAR DE ALBORÁN Y
ESTRECHO DE GIBRALTAR



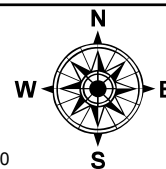
MAPA 3.2.- PROFUNDIDAD POR CUADRÍCULA

Leyenda

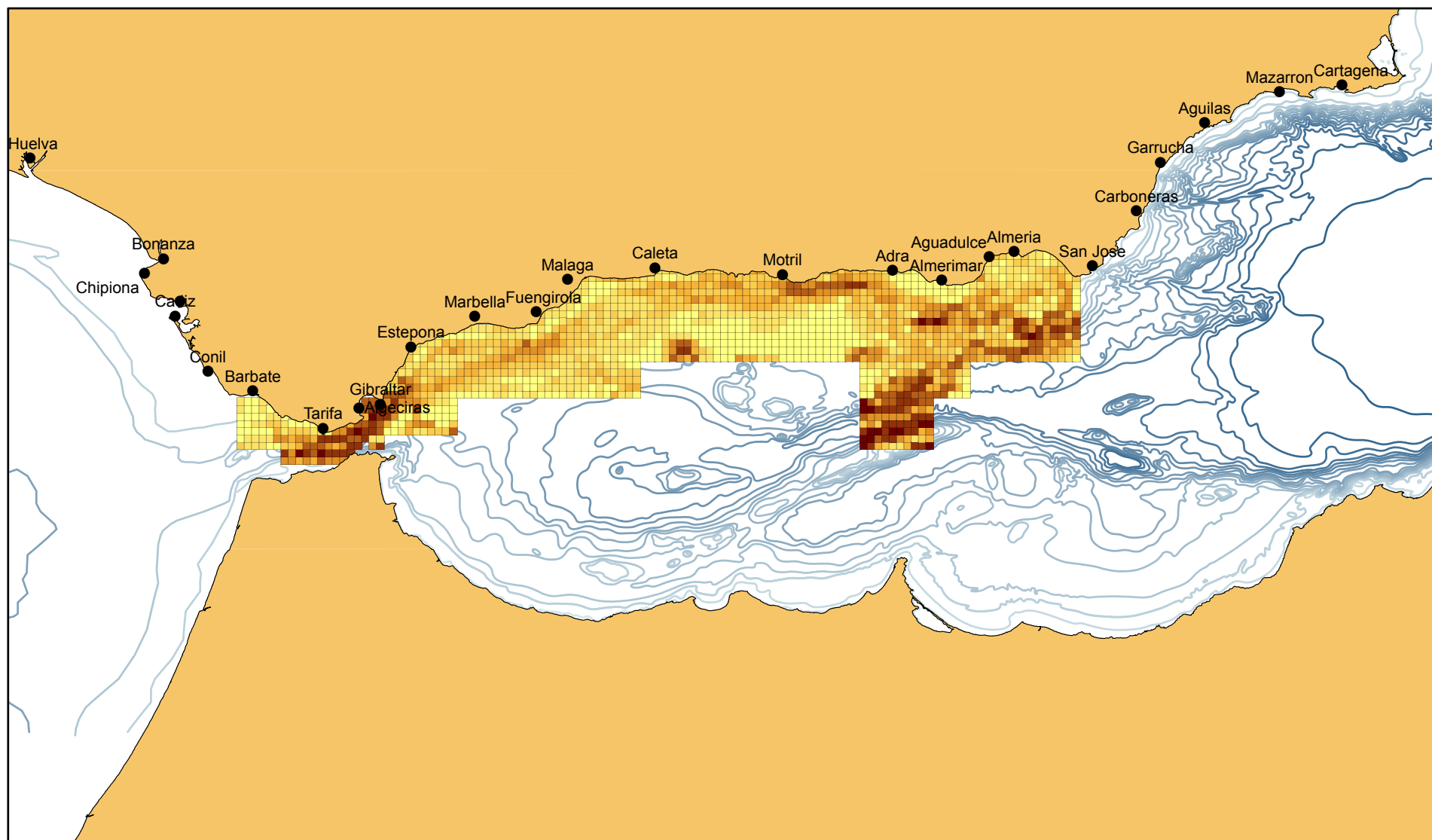
Profundidad

- 0,00 - 80,00
- 80,01 - 251,00
- 251,01 - 439,00

- 439,01 - 617,50
- 617,51 - 786,50
- 786,51 - 991,00
- 991,01 - 1320,00
- 1320,01 - 1825,50



INTERACCIONES ENTRE DELFINES MULARES,
ORCAS Y PESQUERÍAS EN
EL MAR DE ALBORÁN Y
ESTRECHO DE GIBRALTAR



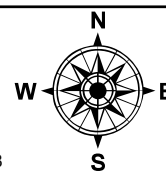
MAPA 3.3.- PENDIENTE POR CUADRÍCULA

50 Km 100 Km 200 Km

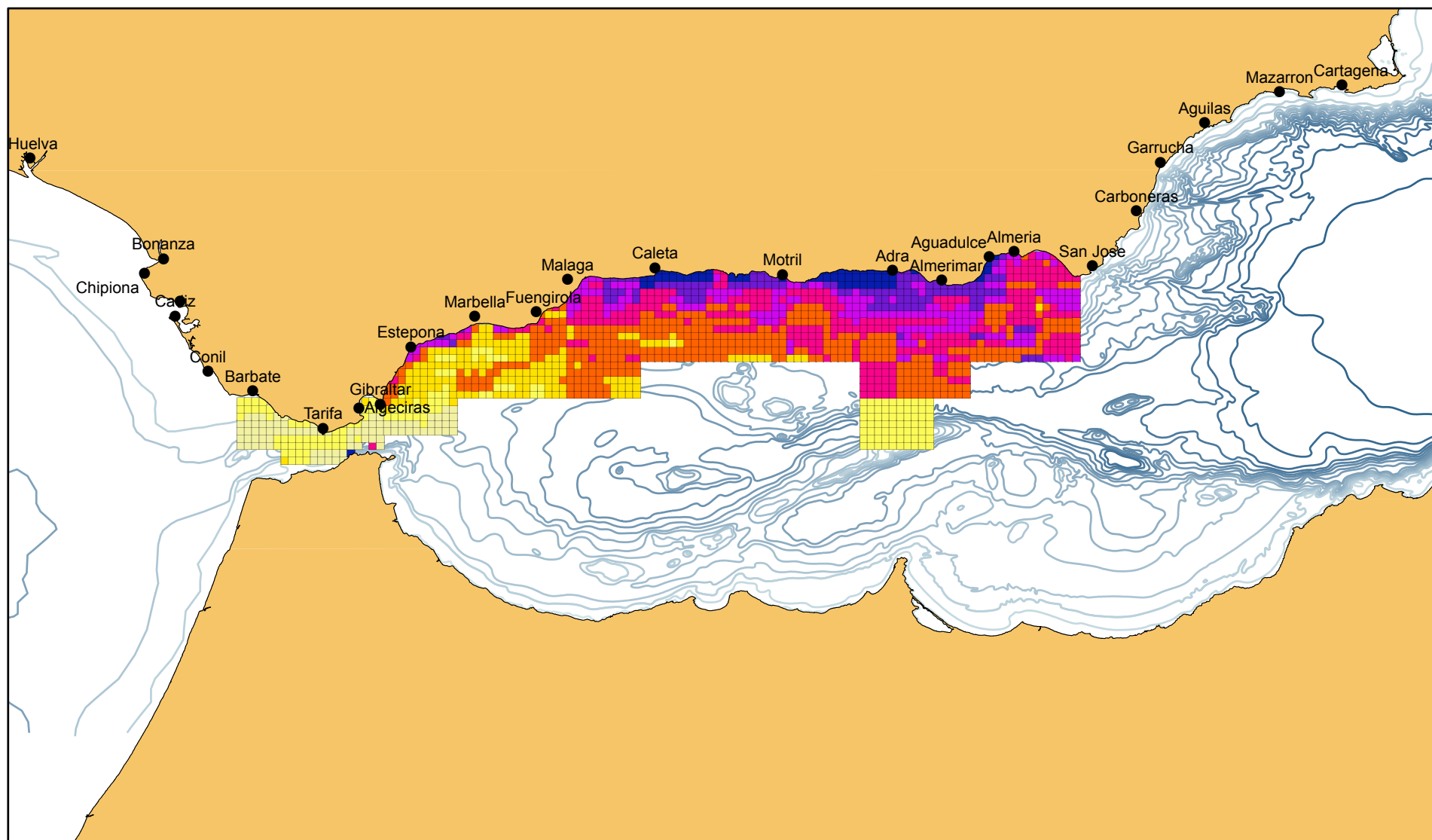
Leyenda

Pendiente

0,27 - 12,27	35,22 - 50,76
12,28 - 23,11	50,77 - 71,18
23,12 - 35,21	71,19 - 106,19
	106,20 - 158,21
	158,22 - 226,78



INTERACCIONES ENTRE DELFINES MULARES,
ORCAS Y PESQUERÍAS EN
EL MAR DE ALBORÁN Y
ESTRECHO DE GIBRALTAR

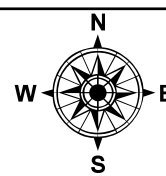


MAPA 3.4.- SSTSD POR CUADRÍCULA

Leyenda

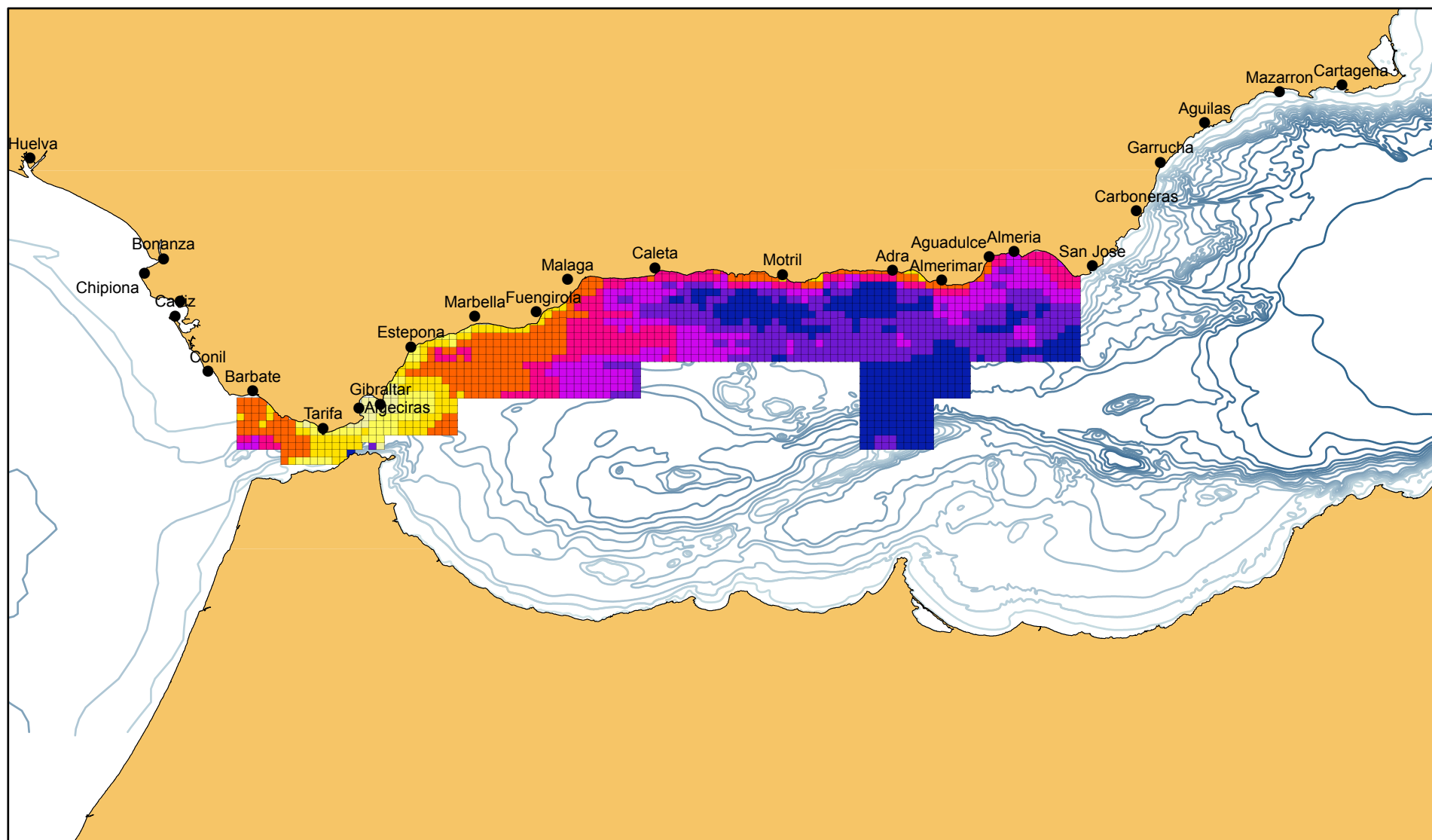
SSTSD

0,9393 - 1,6511	2,1943 - 2,4025
1,6512 - 1,9615	2,4026 - 2,6066
1,9616 - 2,1942	2,6067 - 2,8491
	2,8492 - 3,2324
	3,2325 - 3,8637



50 Km 100 Km 200 Km

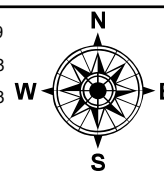
INTERACCIONES ENTRE DELFINES MULARES,
ORCAS Y PESQUERÍAS EN
EL MAR DE ALBORÁN Y
ESTRECHO DE GIBRALTAR



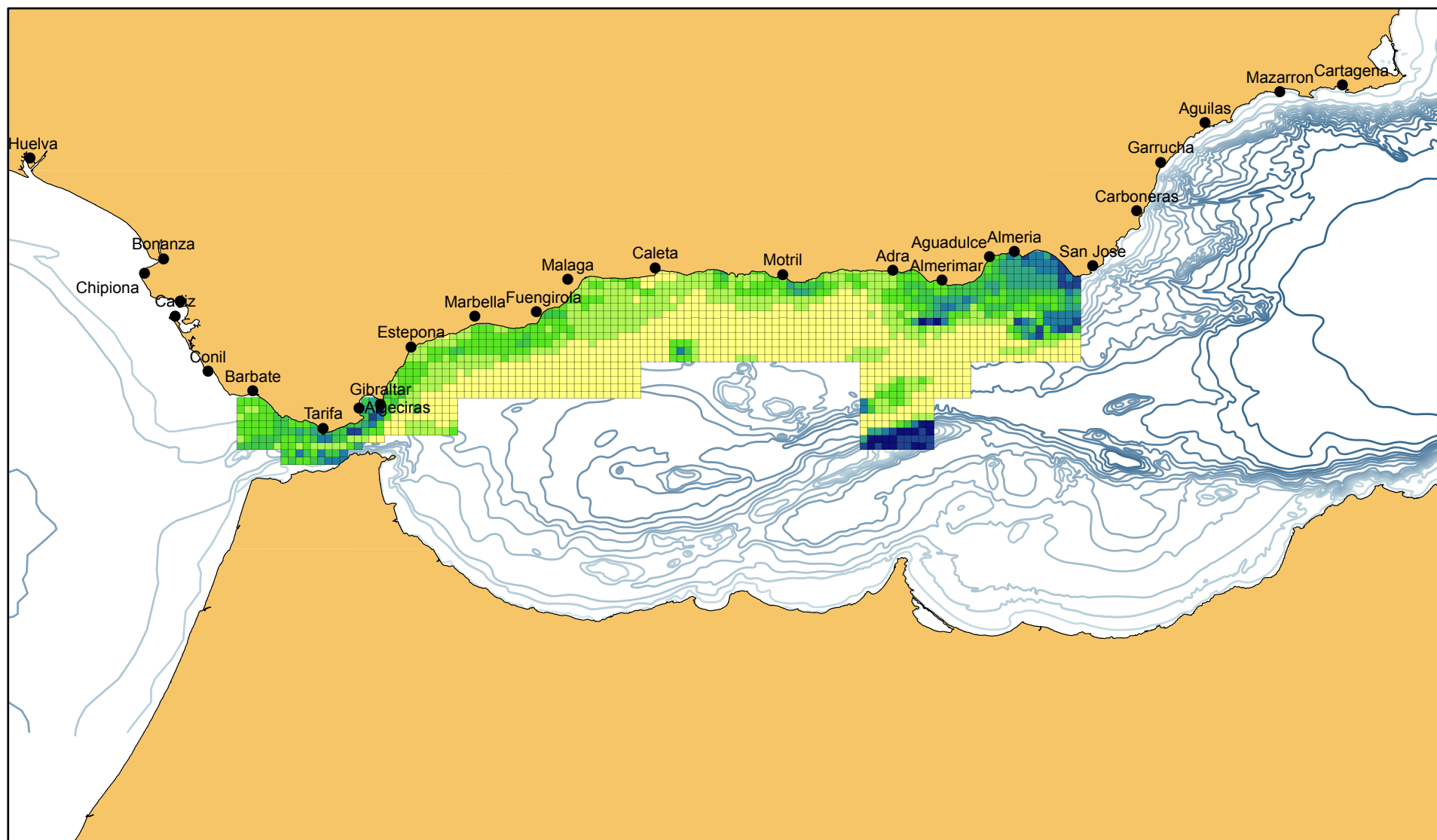
MAPA 3.4.- SSTDIF POR CUADRÍCULA

50 Km 100 Km 200 Km

Leyenda
SSTDIF



INTERACCIONES ENTRE DELFINES MULARES,
ORCAS Y PESQUERÍAS EN
EL MAR DE ALBORÁN Y
ESTRECHO DE GIBRALTAR



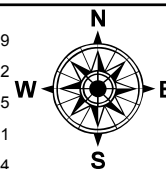
MAPA 3.6.- PREDICCIÓN DE OCURRENCIA DE DELFINES MULARES

50 Km 100 Km 200 Km

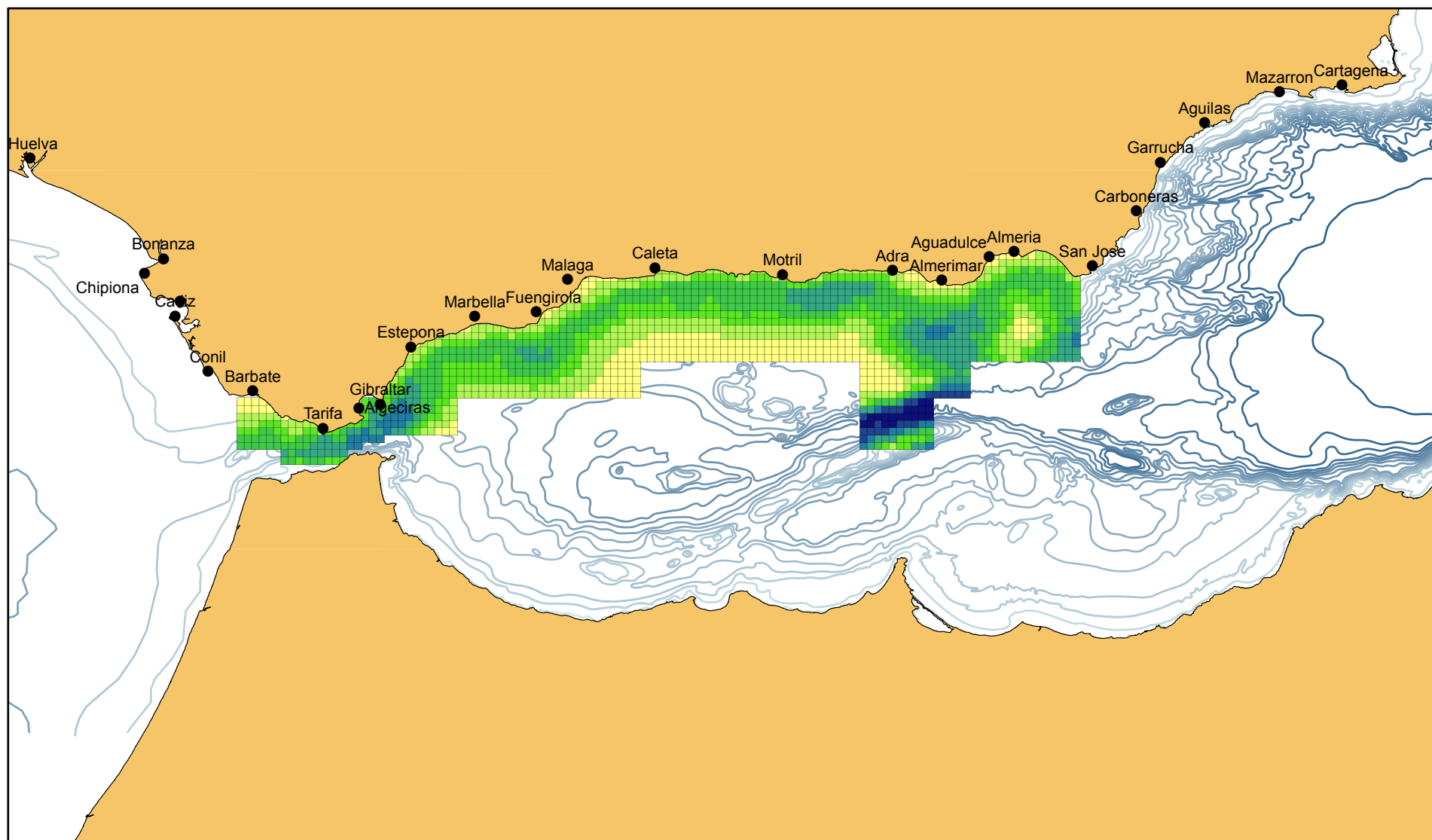
Legenda

Predicción ocurrencia

0,000213 - 0,005677	0,019913 - 0,031609
0,005678 - 0,011781	0,031610 - 0,046222
0,011782 - 0,019912	0,046223 - 0,068745
	0,068746 - 0,109141
	0,109142 - 0,195124



INTERACCIONES ENTRE DELFINES MULARES, ORCAS Y PESQUERÍAS EN EL MAR DE ALBORÁN Y ESTRECHO DE GIBRALTAR

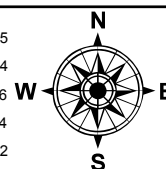


MAPA 3.7.- PREDICCIÓN DE ABUNDANCIA RELATIVA DE DELFINES MULARES

Legenda

Predicción abundancia

2,077384 - 7,207178	14,077398 - 17,530265
7,207179 - 10,735410	17,530266 - 22,501654
10,735411 - 14,077397	22,501655 - 30,011406
	30,011407 - 44,967964
	44,967965 - 65,317972

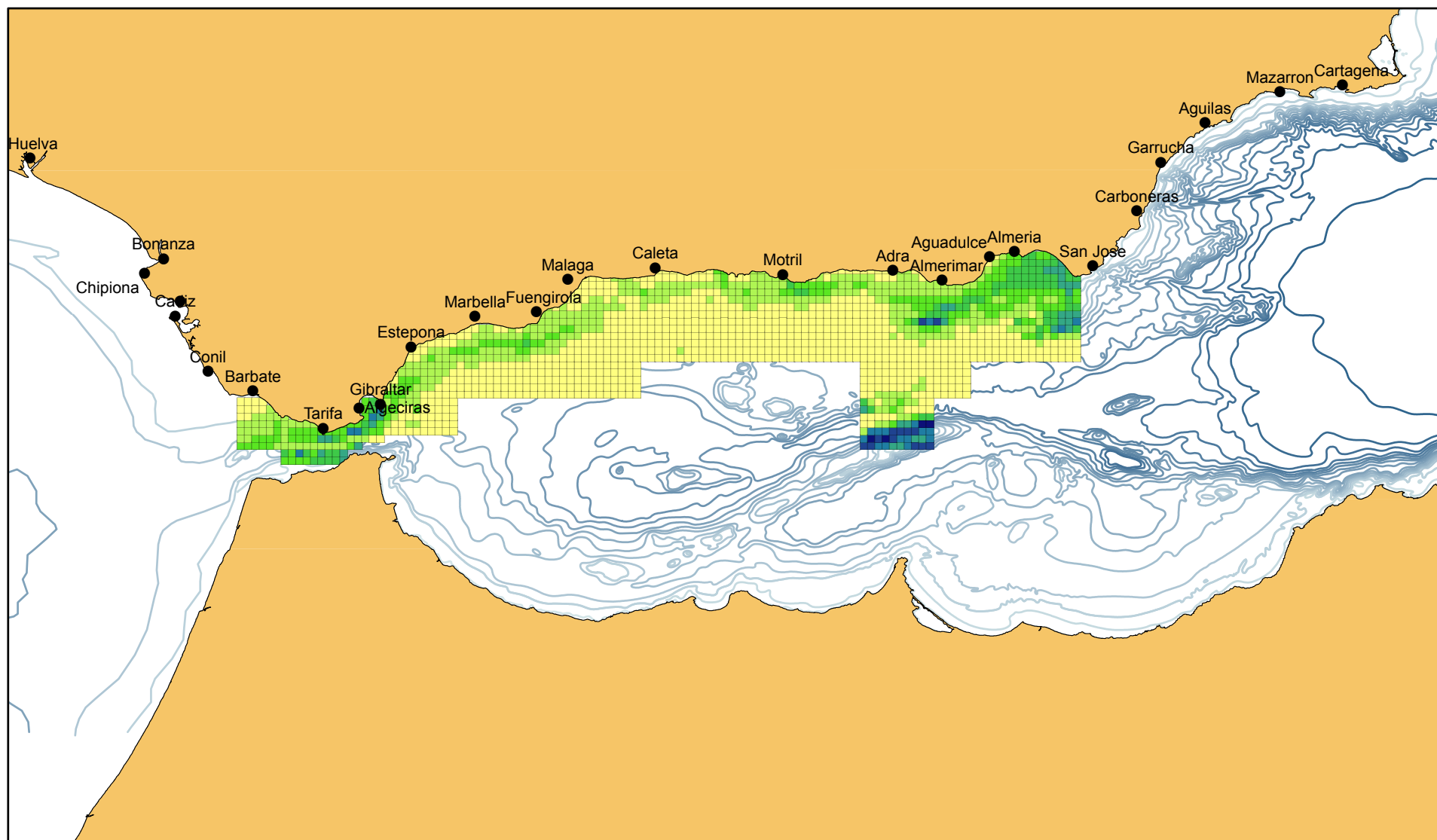


50 Km

100 Km

200 Km

INTERACCIONES ENTRE DELFINES MULARES,
ORCAS Y PESQUERÍAS EN
EL MAR DE ALBORÁN Y
ESTRECHO DE GIBRALTAR



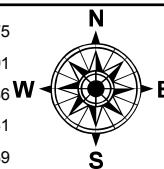
MAPA 3.8.- PREDICCIÓN COMBINADA
DE DELFINES MULARES

50 Km 100 Km 200 Km

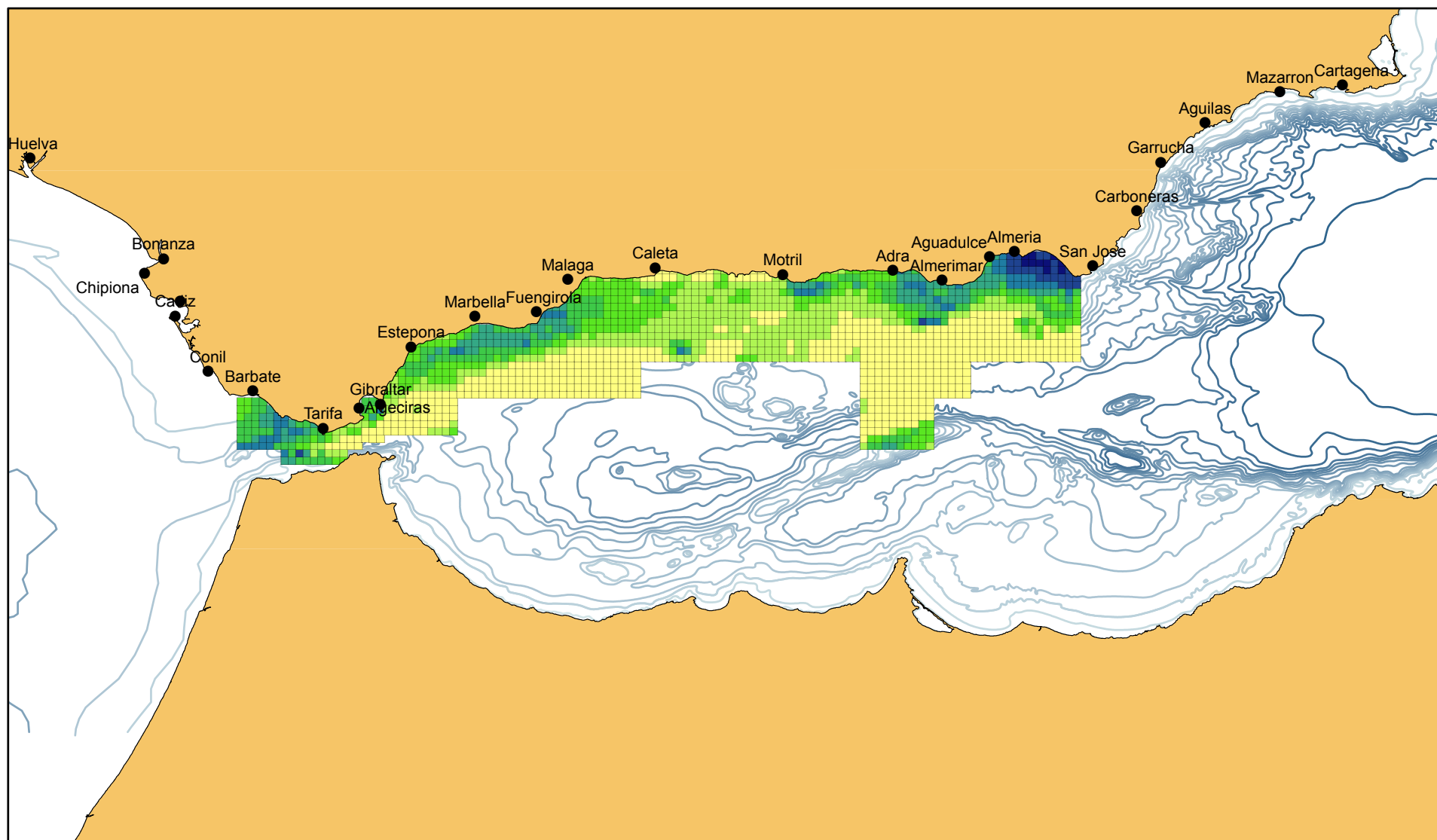
Leyenda

Predicción comb.

0,002486 - 0,101783	0,459029 - 0,760775
0,101784 - 0,241186	0,760776 - 1,232491
0,241187 - 0,459028	1,232492 - 1,979936
	1,979937 - 3,218741
	3,218742 - 5,108439



INTERACCIONES ENTRE DELFINES MULARES,
ORCAS Y PESQUERÍAS EN
EL MAR DE ALBORÁN Y
ESTRECHO DE GIBRALTAR



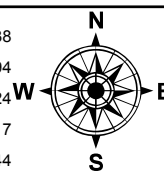
MAPA 3.9.- PREDICCIÓN ÁREAS
DE ALIMENTACIÓN DE DELFINES
MULARES

50 Km 100 Km 200 Km

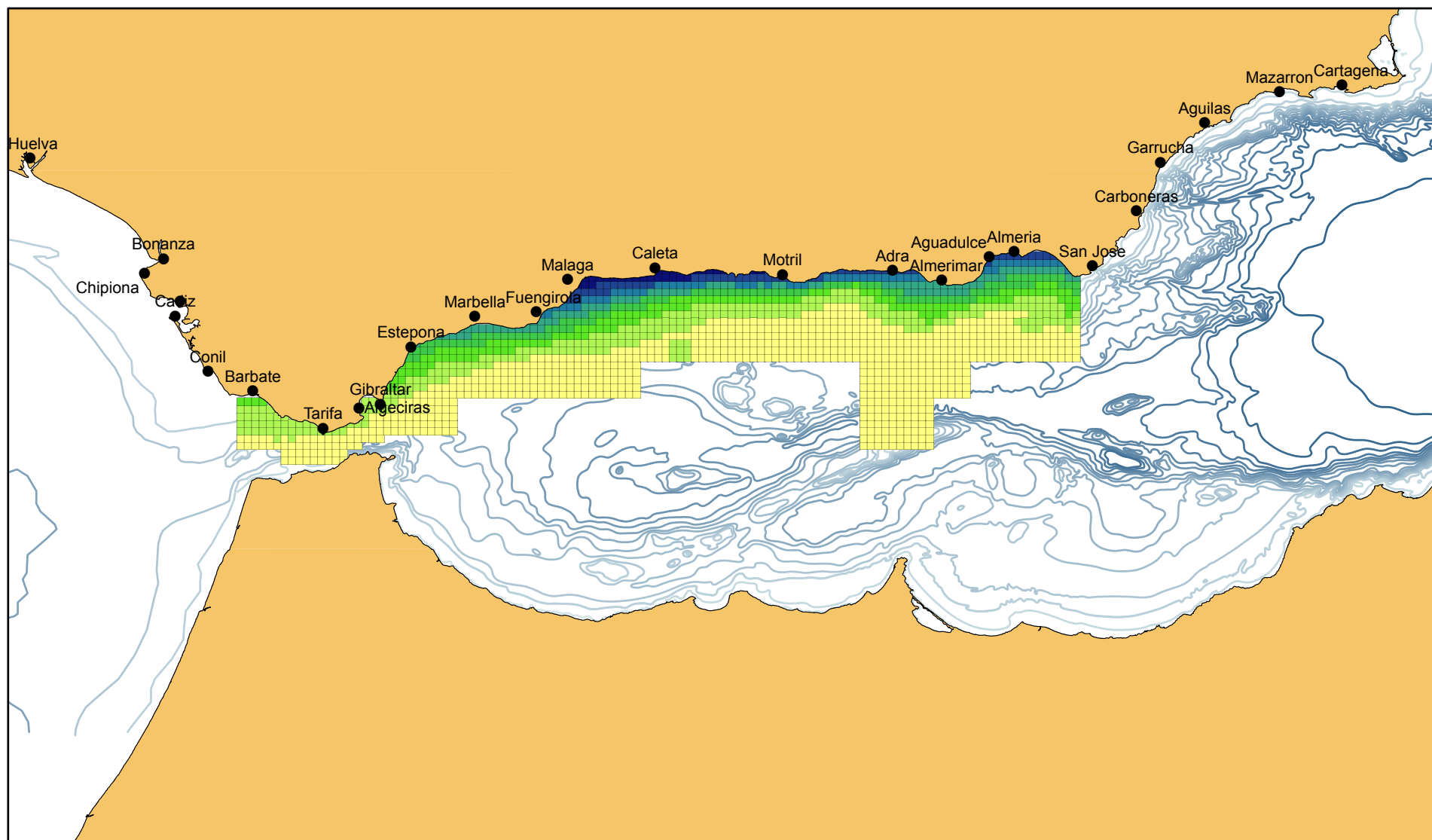
Leyenda

Pred. Alimentación

0,000017 - 0,000800	0,003629 - 0,005538
0,000801 - 0,002020	0,005539 - 0,008094
0,002021 - 0,003628	0,008095 - 0,012724
	0,012725 - 0,021217
	0,021218 - 0,031644



INTERACCIONES ENTRE DELFINES MULARES,
ORCAS Y PESQUERÍAS EN
EL MAR DE ALBORÁN Y
ESTRECHO DE GIBRALTAR



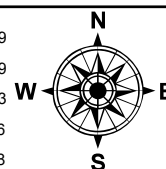
MAPA 9.1.- PREDICCIÓN ESFUERZO PESQUERO

50 Km 100 Km 200 Km

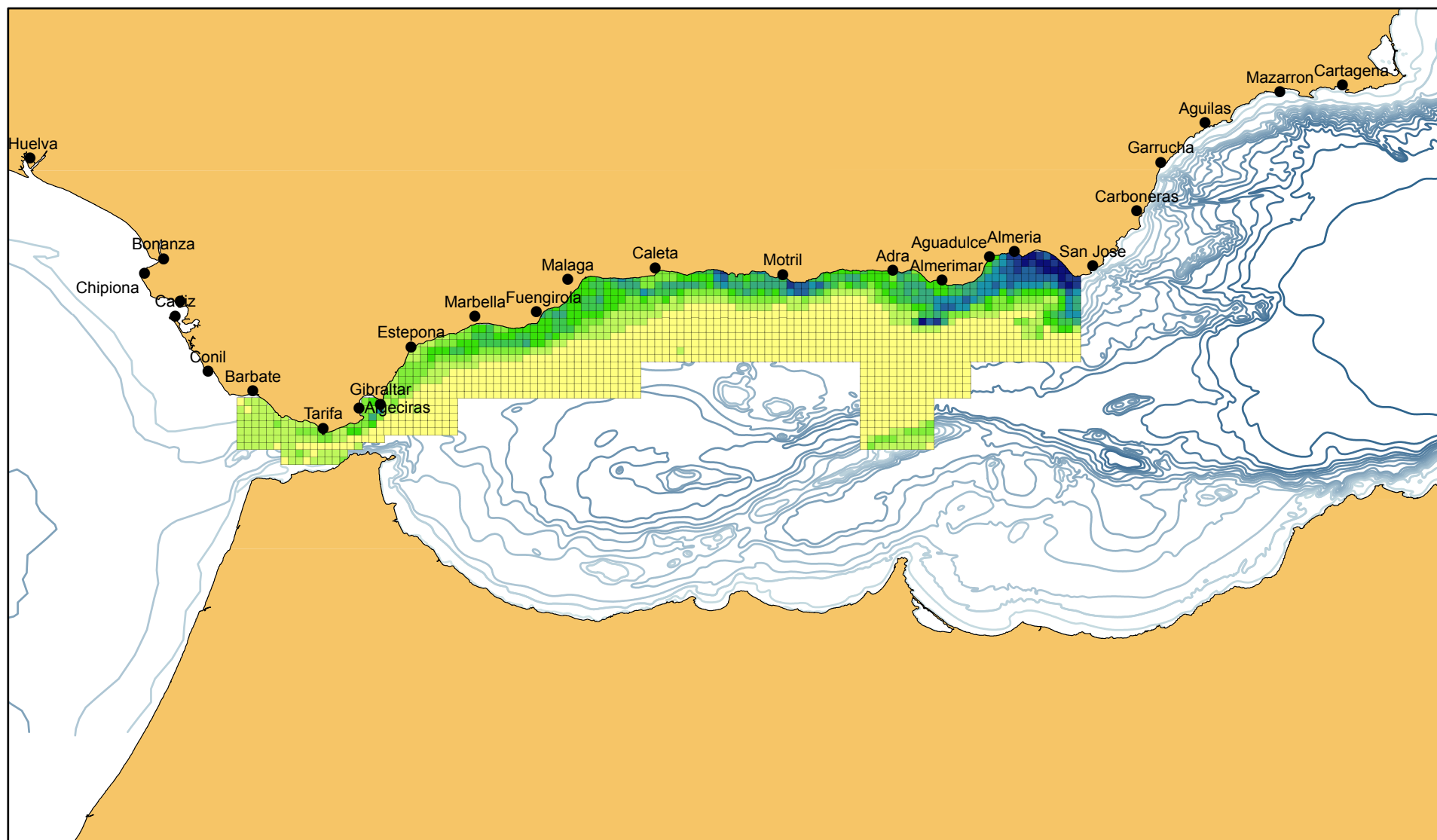
Leyenda

Pred pesquerías

0,000020 - 0,006700	0,033385 - 0,050979
0,006701 - 0,017638	0,050980 - 0,068459
0,017639 - 0,033384	0,068460 - 0,089023
	0,089024 - 0,114996
	0,114997 - 0,147048



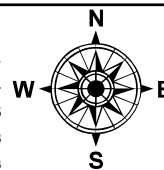
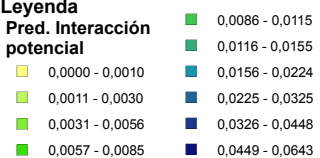
INTERACCIONES ENTRE DELFINES MULARES,
ORCAS Y PESQUERÍAS EN
EL MAR DE ALBORÁN Y
ESTRECHO DE GIBRALTAR



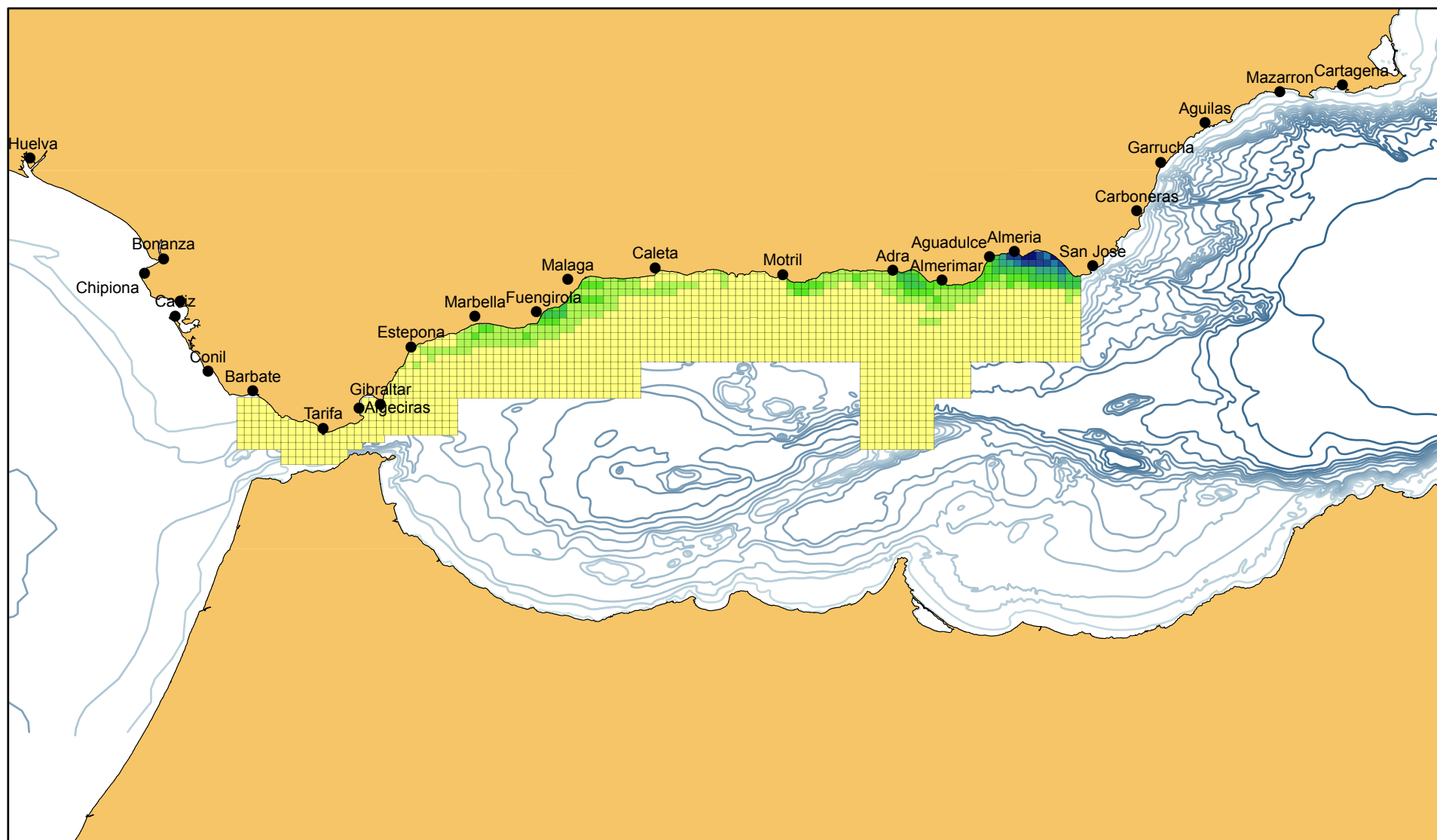
MAPA 10.1.- PREDICCIÓN ÁREAS DE INTERACCIÓN POTENCIAL

50 Km 100 Km 200 Km

Leyenda
Pred. Interacción
potencial



INTERACCIONES ENTRE DELFINES MULARES,
ORCAS Y PESQUERÍAS EN
EL MAR DE ALBORÁN Y
ESTRECHO DE GIBRALTAR

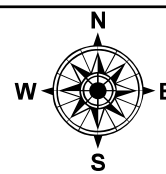


MAPA 10.2.- PREDICCIÓN ÁREAS DE SOLAPAMIENTO TRÓFICO

50 Km 100 Km 200 Km

Leyenda
Pred. Solapamiento trófico

0,0000 - 0,0001	0,0006 - 0,0009
0,0002 - 0,0003	0,0010 - 0,0013
0,0004 - 0,0005	0,0014 - 0,0016
	0,0017 - 0,0023
	0,0024 - 0,0032



INTERACCIONES ENTRE DELFINES MULARES,
ORCAS Y PESQUERÍAS EN
EL MAR DE ALBORÁN Y
ESTRECHO DE GIBRALTAR